

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

BILAN DE CARBONE DES TOURBIÈRES NATURELLES, EN RÉCOLTE  
ET RESTAURÉES DES RÉGIONS DE MANICOUAGAN  
ET DU LAC SAINT-JEAN.

MÉMOIRE PRÉSENTÉ  
COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DE LA MAÎTRISE EN GÉOGRAPHIE

PAR  
VALÉRIE LEFRANÇOIS

MAI 2015

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL  
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

## REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je souhaite remercier ma directrice Michelle Garneau qui a su me guider à travers mes tergiversations du début. Elle m'a permis de me lancer dans cette grande aventure tout en m'encourageant d'aller au-delà de mes limites. Je remercie ainsi mon co-directeur Sylvain Jutras qui m'a introduit aux notions hydrologiques. Également, je désire remercier chaleureusement Luc Pelletier et Noémie Cliche-Trudeau qui m'ont guidée à travers la mécanique complexe des calculs de flux de carbone.

Je souligne également le support monétaire et technique de mes collaboratrices de l'Association des producteurs de tourbe du Québec (APTHQ), Geneviève Potvin, Stéphanie Boudreau ainsi que Marlies Hänni. Le soutien des deux entreprises Premier Tech Horticulture et Fafard et Frères par la logistique et le partage d'informations a été très apprécié. Merci spécialement à Richard Larivée et Jean-Denis Banville de Premier Tech et à Steve Brassard, Roger Roy et Marjolaine de Fafard et Frères.

Ensuite, je veux témoigner ma gratitude à Jean-François Hélie qui m'a beaucoup aidée avec les manipulations en laboratoire et à Hans Asnong pour le coup de main pour la préparation du matériel de terrain. Je souhaite remercier mes assistants de terrain Louis-Martin Pilote, Olivia Antrobus et Maude Desrosiers-Côté sans qui je n'aurais pas pu compléter mon projet; pour leur excellent travail ainsi que leur patience qui a su rendre les longues campagnes de terrain agréables. Mes collègues des *Tourbeux* m'ont également permis de décharger les moments d'angoisse et d'incertitude et de partager les bons moments au cours des trois dernières années.

Pour le soutien financier octroyé, je remercie le Conseil national de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), le Fonds de recherche du

Québec - Nature et Technologies (FRQNT), l'APTHQ ainsi que le Département de géographie de l'UQAM.

Enfin, je souhaite souligner le support de ma famille et amis ainsi que mon amoureux, Antoine pour son écoute et son inconditionnel appui pendant ce long parcours.



## TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	ii
TABLE DES MATIÈRES .....	iv
LISTE DES FIGURES.....	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
LISTE DES ABBRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES.....	x
LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS.....	xiv
LISTE DES ESPÈCES VÉGÉTALES CITÉES .....	xvi
RÉSUMÉ.....	xvii
INTRODUCTION .....	1
1 Contexte de la recherche .....	4
1.1 Projet Carbone.....	4
1.2 Présentation du projet de recherche.....	5
1.3 Les régions .....	6
1.4 Sites d'étude.....	7
2 Travaux antérieurs.....	10
2.1 Les tourbières .....	10
2.2 Le rôle des tourbières sur la dynamique du carbone .....	11

2.3	Le cycle du carbone.....	12
2.3.1	La dynamique du CO <sub>2</sub> .....	12
2.3.2	La dynamique du CH <sub>4</sub> .....	15
2.3.3	La dynamique du COD-COP .....	19
2.4	Balance nette de carbone de l'écosystème (BNCE).....	20
2.5	Effet de la récolte de tourbe sur la dynamique du carbone.....	20
2.5.1	Facteurs sur la balance du carbone dans les tourbières en récolte .....	22
2.6	Les effets de la restauration sur la dynamique du carbone .....	23
2.6.1	Facteurs sur la balance du carbone dans les tourbières restaurées .....	25
3	Méthodologie .....	27
3.1	Installation préparatoire à l'échantillonnage.....	27
3.2	Campagnes de terrain .....	28
3.3	Mesures et calculs des flux .....	28
3.3.1	Flux des types écologiques et des canaux de drainage .....	28
3.3.2	Mesures de l'exportation de carbone organique dans l'eau .....	29
3.4	Quantification de la biomasse vivante et contenu en carbone .....	32
3.5	Quantification du carbone stocké.....	32
3.6	Balance annuelle de C et balance nette de C de l'écosystème (BNCE).....	32
3.7	Analyses des données .....	33
4	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> and DOC-POC budgets from harvested, restored and natural peatlands from Eastern Canadian boreal region, Qc.....	37
4.1	Introduction.....	38
4.2	Study sites and climate .....	40

4.3	Methods .....	41
4.3.1	Peatland states and ecological types .....	41
4.3.2	Fluxes measurements .....	42
4.3.3	Statistical analyses and modeling .....	44
4.3.4	DOC-POC and hydrology .....	46
4.3.5	Water sampling .....	47
4.3.6	DOC-POC analyses .....	48
4.3.7	Carbon pools .....	48
4.4	Results .....	49
4.4.1	Summer CH <sub>4</sub> fluxes .....	49
4.4.2	Summer CO <sub>2</sub> fluxes .....	51
4.4.3	DOC-POC .....	55
4.4.4	Annual C balance and NECB .....	56
4.4.5	C stock in living biomass and peat deposit .....	57
4.5	Discussion .....	57
4.5.1	CH <sub>4</sub> dynamics in natural, harvested and restored peatlands .....	57
4.5.2	CO <sub>2</sub> dynamics in natural, harvested and restored peatlands .....	60
4.5.3	DOC-POC .....	63
4.5.4	C balance .....	64
4.6	Conclusion .....	65
	CONCLUSION .....	90
	RÉFÉRENCES .....	94

## LISTE DES FIGURES

Figure 1: Localisation des régions à l'étude, tourbière de Pointe-Lebel (LEB), région de Manicouagan et tourbière de Sainte-Marguerite-Marie (SMM), région du Lac Saint-Jean. Les quatre statuts d'exploitation sont indiqués à l'aide de pictogrammes. ....	7
Figure 2 : Study areas, location of Pointe-Lebel (LEB) and Sainte-Marguerite-Marie (SMM) peatlands and peatland states sampling. ....	80
Figure 3 : Monthly average temperature (dots, °C) and precipitation (bars, mm) during summer 2012 and 2013 and the 1981-2011 normal at LEB (top panel) and SMM (bottom panel). ....	81
Figure 4 : 2012 -2013 summer mean CH <sub>4</sub> fluxes (mg CH <sub>4</sub> m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ) from natural, restored and harvested states. ....	82
Figure 5 : Relationship between net ecosystem exchange and photosynthetic photon flux density (PPFD) at natural and restored peatland in LEB and SMM for 2012-2013 summers fitted with a rectangular hyperbola equation. ....	85
Figure 6: CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> and DOC-POC C balance from natural, restored and harvested peatlands and at LEB outlet (g C m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup> ) in 2012 and 2013. ....	89

## LISTE DES TABLEAUX

Table 1 : CH <sub>4</sub> annual modeling regression equations, coefficients of determination ( $r^2$ ), probability ( $p$ ) value between 2012-2013 fluxes (mg CH <sub>4</sub> m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ) and peat temperatures and water table depth for each ecological type. ....	82
Table 2: Respiration annual modeling regression parameters, coefficients of determination ( $r^2$ ), probability ( $p$ ), Q <sub>10</sub> and R <sub>10</sub> values (μmol CO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ) for each ecological type during 2012-2013. ....	83
Table 3 : Mean CH <sub>4</sub> fluxes (mg CH <sub>4</sub> m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ) from restored, harvested and natural ecological types in 2012 and 2013 with standard error and mean summer water table depth (WTD, cm).....	84
Table 4: Modeled spatially weighted mean annual CH <sub>4</sub> fluxes (g CH <sub>4</sub> m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup> ), mean daily CH <sub>4</sub> fluxes (in mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ) and standard errors (SE) from natural, harvested and restored peatlands during 2012 and 2013. ....	85
Table 5 : Mean PSN <sub>max</sub> and respiration (g CO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ) for each ecological type during 2012 and 2013 summers. ....	86
Table 6 : Modeled spatially weighted mean annual daily PSN, R and NEE from each ecological type (g CO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ) from natural, harvested and restored peatlands during 2012 and 2013. ....	87
Table 7 : Mean discharge, mean DOC-POC concentrations (mg C L <sup>-1</sup> ) and exports (g C m <sup>-2</sup> ) at the main outlet of LEB peatland during 2013. ....	88

Table 8: Total annual C balance (t) and mean daily balance (g C m <sup>-2</sup> ) from restored, harvested, natural and integrated managed sites in 2012 and 2013. ....	89
--	----



## LISTE DES ABBRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ACV	Analyse de cycle de vie
ANOVA	Analyse de covariance
APTHQ	Association des producteurs de tourbe horticole du Québec
BNCE	Balance nette de carbone de l'écosystème
BP	<i>Bare peat</i>
BP	<i>Before present</i>
C	Carbone/ <i>carbon</i>
CCNUCC	Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques
CH <sub>4</sub>	Méthane/ <i>methane</i>
CH <sub>4</sub> -C	Méthane en équivalent carbone/ <i>Carbon equivalent methane</i>
CO <sub>2</sub>	Dioxyde de carbone/ <i>carbon dioxide</i>
CO <sub>2</sub> -C	Dioxyde de carbone en équivalent C/ <i>C equivalent carbon dioxide</i>
COD	Carbone organique dissous
COP	Carbone organique particulaire
CuSO <sub>4</sub>	Sulphate de cuivre
DOC	<i>Dissolved organic carbon</i>
EC	Eddy covariance
ÉÉN	Échange écosystémique net
ER	<i>Ecosystem respiration</i>
ERI	<i>Eriophorum spissum</i>



G1	Grade de qualité de tourbe 1
G3	Grade de qualité de tourbe 3
G5	Grade de qualité de tourbe 5
GEOTOP	Centre de recherche en géochimie isotopique et en géodynamique
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GHG	<i>Greenhouse gas</i>
GPmax	Photosynthèse maximale brute en condition de saturation de lumière <i>/Maximum gross photosynthesis</i>
GWP	<i>Global warming potential</i>
H04	Parcelle en récolte de SMM datant de 2004
H12	Parcelle en récolte de LEB datant de 2012
H77	Parcelle en récolte de LEB datant de 1977
H96	Parcelle en récolte de SMM datant de 1996
HOL	<i>Hollow</i>
HUM	<i>Hummock</i>
LAL	<i>Larix laricina</i>
LAW	<i>Lawn</i>
LCA	<i>Life-cycle analysis</i>
LEB	Pointe-Lebel
LOG	Logarithme/ logarithm
NECB	<i>Net ecosystem carbon balance</i>
NEE	<i>Net ecosystem exchange</i>

O <sub>2</sub>	Oxygène/ <i>Oxygen</i>
PAR	<i>Photosynthetically active radiation</i>
pH	<i>Potentiel Hydrogène</i>
PIM	<i>Picea mariana</i>
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'environnement
POL	<i>Polytrichum strictum</i>
PPB	Productivité primaire brute
PPFD	<i>Photosynthetic photo flux density</i>
PRG	Potentiel de réchauffement global
PSN	<i>Plant photosynthesis</i>
PSN <sub>max</sub>	<i>Plant photosynthesis at PAR &gt; 1000 <math>\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}</math></i>
PVC	Polychlorure de vinyle
Q <sub>10</sub>	Coefficient de température/ <i>temperature coefficient</i>
R	Respiration/ <i>respiration</i>
R <sub>10</sub>	Taux de respiration à 10°C
RE	Respiration de l'écosystème
RHG	<i>Rhododendron groenlandicum</i>
RPA	Radiation photosynthétiquement active
SHP	<i>Sphagnum</i>
STM	<i>Straw mulch</i>
SMM	Sainte-Marguerite-Marie
T°	Température/ <i>temperature</i>
T10	<i>Peat temperature at 10 cm under surface</i>

T20	<i>Peat temperature at 20 cm under surface</i>
T40	<i>Peat temperature at 40 cm under surface</i>
T5	<i>Peat temperature at 5 cm under surface</i>
W	<i>Ouest/ West</i>
WT	<i>Water table</i>
WTD	<i>Water table depth</i>

## LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS

%	Pourcent
~	Environ
±	Plus ou moins
°C	Degré Celcius
μmol	Micromol
a	Année
ac	Acre
cm	Centimètre/ <i>centimeter</i>
d	<i>Day</i>
g	Gramme/ <i>gram</i>
Gt	Gigatonne/ <i>Gigaton</i> = 1 Pg = 1 X 10 <sup>15</sup> g
ha	Hectare/ <i>hectare</i>
j	Jour
kg	Kilogramme/ <i>kilogram</i>
K	Millier
km	Kilomètre/ <i>kilometer</i>
km <sup>2</sup>	kilomètre carré/ <i>square kilometer</i>
L	Litre
mm	Millimètre
min	Minute

m <sup>2</sup>	Mètre carré/ <i>square meter</i>
ml	Millilitre
Mt	Mégatonne = 1 X 10 <sup>12</sup> g
N	Nord
O	Ouest
p	<i>p value</i>
Ppb	Partie par milliard/ <i>part per billion</i>
Ppm	Partie par million/ <i>part per million</i>
r <sup>2</sup>	Coefficient de détermination/ <i>determination coefficient</i>
s	Seconde/ <i>second</i>
t	Tonne/ <i>ton</i>
y	<i>Year</i>
α	Alpha

## LISTE DES ESPÈCES VÉGÉTALES CITÉES

*Andromeda glaucophylla* Link

*Carex oligosperma* Michx

*Chamaedaphne calyculata* (L.) Moench

*Kalmia angustifolia* Linnaeus

*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch

*Rhododendron groenlandicum* (Oeder) Kron & Judd

*Picea mariana* (Mill.)

*Polytrichum strictum* Bridel, J. Bot. (Schrader)

*Sphagnum fuscum* (Schimper) H. Klinggraff

*Sphagnum rubellum* Wilson

*Vaccinium oxycoccos* Linnaeus

## RÉSUMÉ

Les tourbières nordiques jouent un rôle essentiel au niveau du cycle global du carbone (C) atmosphérique et représentent un puits de CO<sub>2</sub> majeur en stockant le tiers du carbone terrestre mondial. Or, le drainage et la récolte de tourbe à des fins horticoles renversent la dynamique des tourbières naturelles de puits en source de C par la hausse de la respiration et le retrait de la végétation fixatrice de CO<sub>2</sub>. Récemment, des pratiques de restauration ont été appliquées sur les écosystèmes altérés dans le but de réduire l'impact de l'exploitation et de retrouver la fonction de séquestration de C. Une étude antérieure a démontré qu'une tourbière post-exploitation peut représenter un puits net de C en 6 à 10 ans après la restauration. Nous avons examiné l'échange de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> et de COD-COP au cours des deux saisons de croissance de 2012 et 2013 dans deux tourbières en récolte, restaurées et naturelles des régions du Lac Saint-Jean (site de Sainte-Marguerite-Marie (SMM)) et de Manicouagan (Site de Pointe-Lebel (LEB)). Des modèles annuels ont été construits pour chacun des statuts d'exploitation à partir de corrélations avec les variables environnementales.

Dans les tourbières en récolte, nos résultats montrent, lorsque comparés avec le milieu non-perturbé, une baisse significative de pertes de CH<sub>4</sub> avec une augmentation de la respiration. Les deux tourbières restaurées ont constitué des sources de C pendant les deux années d'étude mais ont tout de même révélé une réduction de la respiration en comparaison avec les parcelles en récolte. Les périodes estivales 2012-2013 ont été généralement plus chaudes et plus sèches que la normale et la végétation restaurée de SMM semble avoir subi un stress hydrique en réduisant son activité photosynthétique. La tourbière naturelle de SMM a constitué une source nette de C pendant les deux années tandis que celle de LEB a agi en tant que puits. Enfin, l'exportation de DOC-POC à l'exutoire de la tourbière de LEB n'est pas considérée comme une source majeure de C dans le bilan global.

Cette recherche témoigne de la large variabilité des flux de C au sein des tourbières de différents statuts et elle soulève aussi de la nécessité d'instaurer un suivi hydrologique afin de réduire l'impact des fluctuations de la nappe phréatique sur la végétation et de rétablir le plus rapidement possible le couvert de sphagne et la fonction de séquestration de tourbières.

Mots-clés : tourbières, récolte de tourbe, restauration, changement d'utilisation du sol, biogéochimie, dynamique du carbone, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, COD, COP.



## INTRODUCTION

Les tourbières naturelles jouent un rôle prépondérant au niveau de la dynamique globale du carbone. À la suite de la dernière déglaciation, elles ont accumulé au cours de l'Holocène le tiers du stock de carbone (C) terrestre mondial (500 Gt; Yu, 2012) même si elles ne couvrent qu'environ 3% de la surface continentale (Gorham, 1991). Au Canada, ces écosystèmes occupent environ 12% de la superficie totale du pays et contiennent approximativement 150 Gt C (Tarnocai *et al.*, 2005) avec des taux d'accumulation pour les tourbières tempérées et boréales compris entre 10 et 60 g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> (Garneau *et al.*, 2014). Les écosystèmes tourbeux représentent l'un des plus vastes puits de CO<sub>2</sub> et une source de CH<sub>4</sub> (Clymo *et al.*, 1998 ; Frohking et Roulet, 2007 ; Loisel *et al.*, 2014 ; Yu, 2011). Elles sont donc essentielles dans la régulation du climat mondial tel que reconnu par les grandes initiatives internationales comme le GIEC, le PNUE et la CCNUCC.

À l'échelle du Canada, 14 000 ha sont présentement en production de tourbe horticole (Environnement Canada, 2013a). Au Québec, les tourbières couvrent > 10% du territoire (Pellerin et Poulin, 2013) dont 9000 ha ont été récoltés depuis 1935 et 6000 ha sont présentement en production (Boudreau (APTHQ), communication pers.). Même si la superficie des tourbières actuellement affectées par la récolte est mineure, soit moins de 1% de la totalité des tourbières au pays, la production ne cesse de croître (Cleary *et al.*, 2005). En effet, les activités d'extraction se sont amplifiées pendant la période s'étendant de 1990 à 2008 et la superficie soumise à l'extraction active a augmenté de 56 %, passant de 9200 ha en 1990 à 14 000 ha au début du XXI<sup>e</sup> siècle (Environnement Canada, 2013a). Ainsi, l'intégralité et le maintien des tourbières en tant qu'écosystème fonctionnel sont de plus en plus mis à l'épreuve (Payette et Rochefort, 2001).

La tourbe comme média de culture est un produit horticole prisé en raison de sa composition qui augmente la fertilité du sol par ses capacités de rétention d'eau et d'aération ainsi que par ses caractéristiques nutritionnelles. Or, la modification anthropique de ces écosystèmes par le drainage et le retrait de la végétation vient renverser l'équilibre naturel de la biodiversité, l'hydrologie ainsi que de la dynamique du carbone (Cleary *et al.*, 2005; Waddington et Price, 2000). Par l'approfondissement de la zone oxique, la décomposition est augmentée et les surfaces de tourbe relâchent du CO<sub>2</sub> vers l'atmosphère (Cleary *et al.*, 2005 ; Waddington *et al.*, 2002) tandis que les émissions de CH<sub>4</sub> chutent (Tuittila *et al.*, 2000) et transforment possiblement les tourbières en un petit puits pour le CH<sub>4</sub> (Harriss *et al.*, 1982). Les diverses opérations nécessaires à la récolte de tourbe altèrent également l'hydrologie (Price, 1996 ; Price *et al.*, 1998) et conséquemment la chimie de l'eau et l'exportation de COD. Le COD et le COP sont des composantes importantes du cycle du C (Gorham, 1991) et leur exportation via les exutoires entraîne des impacts sur l'environnement tel que l'acidification des cours d'eau (Moore, 2009 ; Waddington *et al.*, 2008). Les activités de récolte de la tourbe contribuent négativement au bilan de C et par le fait même, au changement climatique (Cleary *et al.*, 2005). L'industrie canadienne entre 1990 et 2000 a émis 2 Mt C (Cleary *et al.*, 2005) et des efforts sont déployés afin de réduire son empreinte écologique. Les techniques de restauration des sites de production abandonnés ont été développées dans les années 1990 afin de permettre aux secteurs dégradés de retrouver la fonction de séquestration de C par la régénération de végétation typique aux tourbières, notamment par l'implantation de la sphaigne (Rochefort *et al.*, 2003). La fonction de séquestration du C d'un site restauré pourrait se comparer à celle des tourbières naturelles en un court laps de temps soit entre 6 et 10 ans (Waddington *et al.*, 2010). Toutefois, le renouvellement d'un stock de C d'une quantité équivalente à la perte totale engendrée par la récolte de la tourbe est improbable sur une courte échelle de temps (Price *et al.*, 2003).

Peu d'études ont pris en compte toutes les composantes du cycle du C ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  et COD-COP) incluant les puits et pertes associées à l'exploitation de la tourbe à l'intérieur d'un même site. L'objectif de cette étude est de déterminer le bilan de C de deux tourbières exploitées (restaurées et en récolte) en les comparant avec les échanges de  $\text{CO}_2$  et de  $\text{CH}_4$  de deux secteurs naturels limitrophes dans les régions de Manicouagan et du Lac Saint-Jean. Le présent mémoire se divise en cinq chapitres. Le premier présente le contexte de la recherche ainsi que ses objectifs. Le second fait état de la littérature dans le domaine de la biogéochimie des tourbières. Le troisième chapitre intègre les sites d'étude ainsi que la méthodologie employée dans le cadre de la recherche. Enfin, le dernier chapitre présente l'article intitulé: «  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  and DOC-POC budgets from harvested, restored and natural peatlands from eastern canadian boreal region, Qc » soumis à la revue *Biogeochemistry*.



## CHAPITRE I

### CONTEXTE DE LA RECHERCHE

#### 1 Contexte de la recherche

##### 1.1 Projet Carbone

La présente recherche s'inscrit dans le cadre d'un partenariat entre le Geotop, l'UQAM et l'industrie de la tourbe horticole en collaboration avec l'Association des Producteurs de Tourbe horticole du Québec (APTHQ). Le présent projet de maîtrise intitulé « Bilan de carbone des tourbières en récolte, restaurées et naturelles des régions de Manicouagan et du Lac St-Jean » s'intéresse spécifiquement aux flux de carbone en lien avec les activités de récolte de la tourbe et fait partie du *Projet Carbone*. Cette initiative de l'industrie de la tourbe horticole du Québec vise à évaluer l'influence de leurs activités sur la dynamique du carbone, entre autres en étudiant les effets de la modification anthropique des tourbières naturelles par le drainage et l'extraction de la tourbe. Le *Projet Carbone* vise le recueil de données de flux bruts de CO<sub>2</sub> et du CH<sub>4</sub> sur plusieurs années au sein de quatre sites en exploitation au Québec dans le but de les intégrer à une analyse de cycle de vie (ACV) de l'industrie de la tourbe horticole.

Face à l'accroissement de l'offre et de la demande en produits horticoles et à une implication grandissante pour la lutte aux changements climatiques, une méthode de restauration des tourbières résiduelles post-exploitation a vu le jour au Canada (Rocheffort *et al.*, 2003). L'objectif de la restauration des tourbières est de permettre à l'écosystème dégradé de retrouver les fonctions nécessaires à son maintien à long

terme, c'est-à-dire de redevenir un milieu humide dominé par un couvert de sphaigne et accumulateur de tourbe (*ibid.*).

## 1.2 Présentation du projet de recherche

Le projet de recherche porte sur deux tourbières en exploitation et en cours de restauration au Québec dans les régions de Manicouagan et du Lac-Saint-Jean. La question principale du projet est de déterminer « quel est le bilan de C ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  et COD-COP) des tourbières naturelles, en récolte et restaurées, de deux régions du Québec, soit Manicouagan et le Lac-Saint-Jean? ». Les objectifs secondaires de l'étude sont de (1) quantifier le stock de C ayant précédé l'exploitation dans la tourbière naturelle (LEB), (2) expliquer la contribution de chacun des statuts d'exploitation au flux de C et d'exportation dans le réseau hydrologique, et (3) évaluer l'efficacité de la restauration pour le retour de la fonction de stockage du C.

L'hypothèse de l'étude est que les sites administrés (restaurés et en récolte) seraient des émetteurs de C et que les bilans varieraient entre les deux régions malgré le fait que les taux d'accumulation du C des sites restaurés peuvent s'approcher de ceux observés dans les tourbières naturelles. L'extraction de plusieurs mètres de sédiments tourbeux a amputé un volume important de C qui avait été stocké progressivement au cours des derniers millénaires. Les écosystèmes résiduels restaurés ne seraient pas en mesure de reséquestrer à court ni à moyen terme une quantité de C équivalente à ce qui a été extrait lors de l'exploitation.

### 1.3 Les régions

La recherche s'est déroulée au sein de deux tourbières en production soit à Pointe-Lebel (LEB) (49°07'N, 68°14'W) dans la région de Manicouagan, 20 km au sud-ouest de la ville de Baie-Comeau et à Sainte-Marguerite-Marie (SMM) dans la région du Lac-Saint-Jean (Figure 1). La région de Manicouagan fait partie du domaine de la sapinière à bouleau blanc (MRN, 1990). Dans cette région, la tourbe a commencé à s'accumuler il y a 7500 ans sur des terrasses de sable deltaïques érigées lors du retrait de la mer de Goldthwait (Magnan *et al.*, 2014). Les tourbières sont majoritairement ombrotrophiques et non forestières et leurs surfaces convexes sont parsemées de mares qui se sont développées dans un patron non structuré (Garneau *et al.*, 2014). À la station météorologique de Baie-Comeau (49°08'N, 68°12'W) limitrophe au site d'étude, les normales climatiques annuelles enregistrées pour la période de 1981-2010 étaient de 1.7°C pour la température et 1001 mm pour les précipitations (Environnement Canada, 2013b). Au cours des deux étés (juin-août) de la présente étude, la moyenne de température de la saison de croissance a été de +1.7°C au dessus des normales en 2012 et de +0.2°C en 2013 tandis que les précipitations ont été moindres (-27 mm en 2012 et -89 mm en 2013).

La tourbière de SMM (48°48'N, 72°10'W) est située dans les Basses-Terres du Lac-Saint-Jean. Elle s'est également formée à la suite de la déglaciation sur une terrasse de sable deltaïque édifiée lors du retrait de la mer postglaciaire de Laflamme (10 300-8000 ans BP) (Dionne, 1972 ; Kennedy et Price, 2005). Le complexe tourbeux constitue un bog uniforme et dépourvu de mares. Il fait partie du domaine de la sapinière à bouleau jaune (MRN, 1990). Les normales climatiques annuelles de 1981-2011 à la station de Normandin (48°05'N, 72°32'W ; 28 km à l'ouest de la tourbière) étaient de 1.1°C pour la température de l'air et 809 mm pour les précipitations (Environnement Canada, 2013b). Une température légèrement supérieure à la normale a été enregistrée pour les étés 2012 et 2013 (+1.5°C en 2012 et +0.5°C en

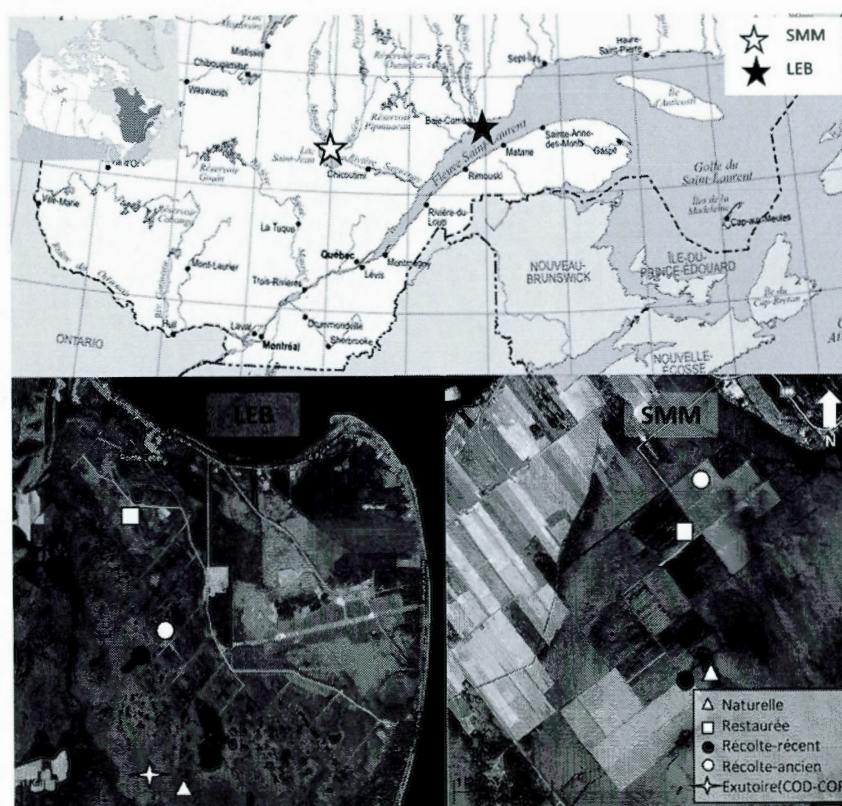


2013) avec des précipitations moins importantes que la normale et plus spécifiquement en 2013 (-8 mm en 2012 et -21 mm en 2013).

#### 1.4 Sites d'étude

L'analyse du bilan de carbone porte sur la comparaison de quatre différents statuts de tourbières: naturelle, restaurée, en récolte récente et en récolte ancienne (Figure 1). Les flux en provenance d'un canal de drainage ont également été échantillonnés pour les tourbières en récolte et restaurées.

Figure 1: Localisation des régions à l'étude, tourbière de Pointe-Lebel (LEB), région de Manicouagan et tourbière de Sainte-Marguerite-Marie (SMM), région du Lac Saint-Jean. Les quatre statuts d'exploitation sont indiqués à l'aide de pictogrammes.





La tourbière de LEB est administrée par l'entreprise Premier Tech et la récolte de la tourbe a débuté en 1970. La portion naturelle couvre 63% (1080 ha) de la surface de la tourbière, alors que 33 % est présentement en récolte (560 ha) et 4 % restaurée (73 ha). La végétation est dominée par des épinettes noires éparses (*Picea mariana* Mill.), des buttes à éricacées (surtout *Rhododendron groenlandicum* (Oeder), *Kalmia angustifolia* L. et *Kalmia polifolia* Wang) avec des sphaignes dont *Sphagnum rubellum* et *S. fuscum*. Quatre microformes, appelées ici « types écologiques » ont été sélectionnées pour les mesures de flux : dépression à sphaigne, butte à éricacées, touradon d'*Eriophorum spissum* et épinette noire sous forme arbustive < 30cm. Une parcelle ancienne (1977 : H77) et une récente (2011 : H11) actuellement en récolte ont aussi été choisies. La tourbe de surface de H11 est très peu décomposée et a une porosité plus importante que celle de H77 qui est humifiée et compacte. La restauration à LEB a été initiée en 2009 sur une surface restreinte (6,6 ha) succédant à l'exploitation. Dû à l'aplanissement de la surface et à la reprise limitée de la végétation, il y a une absence de microtopographie. Quatre types écologiques ont été sélectionnés dans le secteur restauré : une couverture de sphaignes et de mousses, une surface de tourbe nue, une surface couverte de paille utilisée comme isolant thermique et une surface située sur l'ancien canal de drainage comblé par de la tourbe.

La tourbière SMM était initialement administrée par la compagnie Johnson & Johnson et est aujourd'hui opérée par Fafard et Frères depuis 1995. 80% de la surface de la tourbière est naturelle (2988 ha), 11 % en récolte (395 ha) et 9 % a été restaurée (350 ha). La végétation est dominée par des buttes de *Sphagnum fuscum*, avec des buissons d'éricacées (*Rhododendron groenlandicum*, *Kalmia angustifolia* et *K. polifolia*), des carex (surtout *Carex oligosperma*), des mélèzes arbustifs et arborescents (*Larix laricina* (DuRoi) K. Koch) et par des individus d'épinettes noires (*Picea mariana*) qui colonisent aussi la surface de façon éparse. La surface non-perturbée de la tourbière correspond à la partie la plus épaisse (2,7 m de tourbe au

dessus de l'horizon minéral) (Waddington et Warner, 2001). Les quatre types écologiques retenus pour les mesures de flux incluent une dépression humide à *Sphagnum magellanicum*, une butte à éricacées, une platière à *Carex oligosperma* et enfin, des individus de mélèzes sous forme arbustive (<30 cm). Les parcelles en récolte choisies ont été ouvertes en 1996 (ancienne : H96) et 2004 (récente : H04). La restauration d'une portion du site a été réalisée en 2001 sur 63 ha et le couvert de végétation est encore dominé par la mousse pionnière *Polytrichum strictum* (Quinty et Rochefort, 2003). La sphaigne (surtout *Sphagnum rubellum*) couvre moins de 20% de la surface avec une accumulation récente d'environ 10 cm. La tourbière restaurée est encore une surface de tourbe à nu et la paille utilisée lors de la restauration est complètement décomposée. Les autres espèces colonisant le secteur restauré sont *Rhododendron groenlandicum*, *Chamaedaphne calyculata* (L.) D. Don et *Kalmia angustifolia*. Les quatre types écologiques retenus pour les mesures de la section restaurée sont une combinaison de *Sphagnum* spp. et de *Polytrichum strictum*, une surface dominée par *Rhododendron groenlandicum*, une surface monospécifique de *Polytrichum strictum* et un canal de drainage bloqué. Enfin, un site supplémentaire a fait l'objet de mesure, soit un bassin de culture de sphaignes aménagé dans une ancienne tranchée de coupe par blocs et dominé par *Sphagnum rubellum* et *Eriophorum spissum*.

## CHAPITRE II

### TRAVAUX ANTÉRIEURS

#### 2. Travaux antérieurs

##### 2.1 Les tourbières

Une tourbière est : « un habitat généralement humide où la biomasse végétale produite chaque année par la photosynthèse s'accumule plus qu'elle ne se décompose » (Payette et Rochefort, 2001). L'épaisseur minimum du dépôt organique est de 30 à 40 cm. Les tourbières sont très répandues dans la zone circumboréale de l'hémisphère Nord. Au Canada, elles sont associées à la forêt coniférienne boréale. Le Canada est un des pays qui possède la plus vaste superficie de tourbières au monde. On évalue la superficie des tourbières sur dépôt de tourbe de plus de 30 cm à 170 millions ha (Gorham, 1991) ce qui représente la majorité des milieux humides du pays. Les tourbières couvrent ainsi de 12 à 17 % du territoire canadien. Au Québec les tourbières occupent entre 8 et 12 millions ha (Rochefort, 2001) et couvrent >10% du territoire (Pellerin et Poulin, 2013).

La formation des tourbières au Québec remonte à la fin de la dernière déglaciation vers 12 000 à 7000 ans avant aujourd'hui. À la suite du retrait de l'inlandsis laurentidien, les mers postglaciaires ont envahi les parties enfoncées de la croûte terrestre (Payette, 2005a). Le premier mode de formation des tourbières est la paludification et fait référence à l'entourbement d'un site terrestre tandis que le comblement réfère à l'entourbement d'un lac ou d'un plan d'eau (Payette, 2001b). La présence de deux grands types de tourbières est observée dans les régions boréales et



tempérées et celles-ci se distinguent par leurs caractéristiques morphologiques, hydrologiques, chimiques et végétales. Le premier type, celui qui couvre la plus large superficie au Canada est représenté par les tourbières ombrotrophes ou «bogs». Les bogs sont caractérisés par une alimentation en eau et en nutriments provenant exclusivement des précipitations. Ils sont donc considérés comme des environnements pauvres et acides. Ils sont également caractérisés par leur structure diplotelmique (Clymo, 1984). La première couche, située en profondeur et toujours saturée d'eau (sous la nappe phréatique), est dénommée catotelme et est caractérisée par de la tourbe en conditions anoxiques. Le seconde couche, l'acrotelme, occupe la partie supérieure oxisque où se concentrent notamment les échanges biochimiques. Le deuxième grand groupe de tourbières est constitué des tourbières minérotrophes ou «fens». Ces tourbières se sont formées à l'intérieur de bassins hydrologiques ouverts et elles sont donc plus riches en éléments minéraux puisqu'elles sont alimentées à la fois par les eaux de pluie, les eaux souterraines et de ruissellement. Elles sont moins acides que les bogs.

## 2.2 Le rôle des tourbières sur la dynamique du carbone

Les tourbières constituent une composante majeure du cycle du carbone. Une synthèse récente réalisée par Loisel *et al.* (2014) a évalué leur stock de C à 436 Gt à l'échelle planétaire. Au Canada, ces écosystèmes ont stocké environ 155 Gt C soit 56 % du carbone de l'ensemble des sols canadiens (Tarnocai, 2006). La séquestration du carbone se produit lorsque la production primaire brute (PPB) est plus importante que la décomposition qui est inhibée par les conditions climatiques fraîches et humides. En général, les tourbières naturelles sont considérées comme un puits de CO<sub>2</sub> et une source de CH<sub>4</sub> (Bridgman *et al.*, 2006 ; Gorham, 1991 ; Whiting et Chanton, 2001).

Les tourbières sont aujourd'hui prisées pour la ressource en tourbe de sphagne utilisée en horticulture. La récolte de tourbe implique le prélèvement de la végétation de surface puis le drainage intensif des sites (Waddington et Price, 2000). Cette modification du paysage engendre une profonde altération des tourbières et une déstructuration des échanges biogéochimiques et hydrologiques. Par l'abaissement de la nappe phréatique et le retrait de la végétation, la dynamique du C est renversée. Par conséquent, les émissions de CO<sub>2</sub> augmentent tandis que celles du CH<sub>4</sub> décroissent. De nombreuses études ont porté sur la dynamique du C dans les tourbières à leur état naturel et leurs processus sont relativement bien compris (ex : Bellisario *et al.*, 1999 ; Blodau *et al.*, 2004 ; Bubier *et al.*, 1993 ; Bubier *et al.*, 1998 ; Joiner *et al.*, 1999 ; Moore *et al.*, 2011 ; Pelletier *et al.*, 2011 ; Pelletier *et al.*, 2007, Pelletier *et al.*, 2014). Plus récemment, l'impact de l'exploitation sur les tourbières en récolte, abandonnées ainsi que l'effet de la restauration au niveau du C ont été examinés (ex : Cagampan et Waddington, 2008 ; Glatzel *et al.*, 2004 ; Strack et Zuback, 2013 ; Waddington *et al.*, 2009 ; Waddington et Warner, 2001 ; Waddington *et al.*, 2002).

## 2.3 Le cycle du carbone

### 2.3.1 La dynamique du CO<sub>2</sub>

Une des principales composantes du cycle du C est le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>). Il est considéré comme un puissant GES et joue un rôle majeur dans le contrôle des températures terrestres (GIEC, 2007). Ce GES qui influence le bilan radiatif de la Terre voit sa concentration atmosphérique mondiale qui ne cesse d'augmenter, faisant passer sa valeur d'environ 280 ppm (préindustriel) à 379 ppm en 2005 (GIEC, 2007) et à 390.5 ppm en 2011 (GIEC, 2013), niveau jamais atteint depuis les derniers 800 000 ans.

Le cycle du carbone dans les tourbières naturelles s'amorce par l'absorption du  $\text{CO}_2$  atmosphérique via la photosynthèse (productivité primaire brute (PPB)), processus par lequel l'énergie solaire est convertie en énergie chimique et qui permet à la végétation la construction de tissus organiques à partir de composantes inorganiques. Le  $\text{CO}_2$  est également émis vers l'atmosphère lors de la respiration par les plantes et la minéralisation par les microorganismes en conditions oxiques (respiration de l'écosystème (RE)). La respiration hétérotrophe et autotrophe équivalent au tiers de la captation de  $\text{CO}_2$  par la photosynthèse pendant la saison de croissance (Bubier *et al.*, 1998). C'est par la balance entre PPB et RE, soit l'échange écosystémique net (ÉÉN) que l'on évalue si un écosystème forme un puits ou une source de  $\text{CO}_2$  (Chapin *et al.*, 2006).

#### 2.3.1.1 Facteurs environnementaux régissant la photosynthèse et la respiration

Le processus de la photosynthèse dépend de la quantité de lumière reçue par les plantes appelée radiation photosynthétique active (RPA). L'échange de  $\text{CO}_2$  peut être déterminé par une courbe montrant la relation entre l'ÉÉN et la RPA. La quantité de RPA minimale pour initier l'activité photosynthétique, appelée seuil de compensation, est de  $200 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  tandis que l'absorption maximale de  $\text{CO}_2$  en milieux nordiques est atteinte entre 1000 et  $1500 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (Moore, 2001). Au cours de la saison de croissance, la moyenne journalière de l'ÉÉN peut se situer entre une source de  $0.9 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{j}^{-1}$  et un puits de  $6 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{j}^{-1}$  (Schulze *et al.*, 1999). La détermination de l'échange de  $\text{CO}_2$  sur l'année complète est primordiale car les tourbières constituent une petite source en hiver et au printemps (Alm *et al.*, 1999). Les pourcentages relatifs des pertes de  $\text{CO}_2$  pendant la saison froide varient d'une étude à l'autre. Toutefois, une généralisation à la zone boréale est possible à l'intérieur de la gamme des pourcentages de 10 à 30% des émissions de  $\text{CO}_2$



annuelles (Alm *et al.*, 1999). Des efforts significatifs au cours des dernières décennies ont permis d'identifier les contrôles sur les flux (Waddington et Roulet, 1996). Les facteurs secondaires agissant sur l'activité photosynthétique sont le régime hydrologique, la nappe phréatique, la disponibilité en azote et en phosphore (Blodau, 2002), la température du profil de tourbe, la végétation (Moore, 2001) et la microtopographie (Limpens *et al.*, 2008).

La RE qui comprend la respiration par les plantes et la décomposition, est influencée par la température du profil de tourbe (Bubier *et al.*, 1998 ; Bubier *et al.*, 2003b ; Lafleur *et al.*, 2005 ; Moore et Dalva, 1993) et la profondeur de la nappe phréatique qui contrôle la division entre les processus oxiques et anoxiques (Bubier *et al.*, 2003b). En raison de la nappe phréatique élevée, des conditions anoxiques, des températures froides, de la population microbienne faible ainsi que de la matière organique réfractaire inhérentes aux tourbières, le processus de décomposition est plutôt faible (Moore et Basiliko, 2006). Nombre d'études se sont penchées sur l'effet des fluctuations de la nappe phréatique et de la température de la tourbe sur les flux de carbone (Bubier *et al.*, 1998 ; Bubier *et al.*, 2003b ; Glatzel *et al.*, 2006 ; Strack et Waddington, 2007). On considère qu'une baisse de l'ordre de 10 à 30 cm du niveau de la nappe phréatique ou un réchauffement de la tourbe de l'ordre de 5°C peut entraîner un doublement des émissions de CO<sub>2</sub> (Moore, 2001).

L'ÉÉN qui comprend la balance entre la photosynthèse et la respiration varie spatialement en fonction du gradient microtopographique (butte-dépression) lié à la profondeur de la nappe phréatique, mais également de façon temporelle (Moore *et al.*, 2002 ; Pelletier *et al.*, 2011). Une grande variabilité des flux est observée à l'échelle journalière, saisonnière ainsi qu'interannuelle (Bubier *et al.*, 2003a ; Bubier *et al.*, 2003b ; Griffis *et al.*, 2000). Plusieurs études ont démontré qu'une tourbière en conditions de stress hydrologique estival peut se convertir de puits à source en un court laps de temps (Bubier *et al.*, 2003b ; Griffis *et al.*, 2000 ; Joiner *et al.*, 1999 ;



Roulet *et al.*, 2007 ; Shurpali *et al.*, 1995). Par la technique de chambre statique, il est possible de construire des courbes de réponse de l'ÉÉN au RAP et d'ainsi évaluer l'échange saisonnier (Moore, 2001). Les mesures en hiver à travers la couverture de neige par cette technique sont cependant plus ardues. L'extrapolation des moyennes de respiration observée pendant la saison froide peut être utilisée afin d'estimer l'échange sur l'ensemble de la période et plus, récemment, la technique de mesure en continu (Lafleur *et al.*, 2003 ; Roulet *et al.*, 2007) permet d'obtenir un bilan plus juste quoique les difficultés techniques associées à cette méthode sont nombreuses en plus d'être onéreuses.

### 2.3.2 La dynamique du CH<sub>4</sub>

La seconde composante du cycle du carbone est le méthane (CH<sub>4</sub>). Il est un gaz trace naturellement présent dans l'atmosphère et dont d'importants réservoirs ont été formés dans la lithosphère. Il est l'un des six GES dont la réduction des émissions est visée dans le cadre du *Protocole de Kyoto* (GIEC, 2007). La concentration atmosphérique mondiale du méthane est passée de 715 ppb à l'époque préindustrielle à 1732 ppb au début des années 1990, pour atteindre 1774 ppb en 2005 (GIEC, 2007) et 1803 ppb en 2011 (GIEC, 2013). Compte tenu du potentiel de réchauffement global (PRG) du CH<sub>4</sub>, son absorption instantanée est 25 fois supérieure à celle du CO<sub>2</sub> (Whiting et Chanton, 2001). Toutefois, la durée de vie du CH<sub>4</sub> dans l'atmosphère est plus courte que celle du CO<sub>2</sub> (*ibid.*).

### 2.3.2.1 Production et oxydation du CH<sub>4</sub>

Le CH<sub>4</sub> est produit par les bactéries méthanogéniques sous des conditions anoxiques et il est consommé par les organismes méthanotrophiques en conditions oxiques. Les bactéries méthanogéniques font partie d'un sous-groupe d'archéobactéries qui tirent l'énergie nécessaire à leur croissance par la production de CH<sub>4</sub> en interagissant dans la décomposition progressive de la matière organique (Whalen, 2005). Ces bactéries utilisent le substrat comme source d'énergie; soit principalement l'acétate, le CO<sub>2</sub> et l'hydrogène contenus dans le sol (Gerardi, 2006). La méthanogenèse se produit à travers trois réactions biochimiques par le biais de différents groupes de bactéries caractérisées par la nature du substrat qu'elles consomment. Le groupe de bactéries responsables de l'oxydation du CH<sub>4</sub> est représenté par les méthanotrophes. Elles sont classées dans le sous-groupe des eubactéries (méthylotrophes) qui subsistent seulement par les composés de carbone-simple (composé C-1) (Whalen, 2005) et elles croissent en utilisant le CH<sub>4</sub> comme leur unique source d'énergie. L'oxygène (O<sub>2</sub>) est essentiel dans le processus de l'oxydation du CH<sub>4</sub>.

Les taux d'émission de CH<sub>4</sub> sont très variables, entre une consommation de moins de 1 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup> dans des conditions sèches à plus de 200 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup> pour les tourbières où la nappe phréatique est affleurante (Moore, 2005). Whalen (2005) a estimé que les milieux humides émettent 145 Mt CH<sub>4</sub> par an dans l'atmosphère soit environ 25% de toutes les émissions anthropiques et naturelles réunies. Les tourbières naturelles représentent une source importante de CH<sub>4</sub> estimée entre 38 et 66 Mt an<sup>-1</sup> (Bartlett et Harriss, 1993).

### 2.3.2.2 Les facteurs de la production et de l'oxydation du CH<sub>4</sub>

Les estimations de l'empreinte globale du CH<sub>4</sub> libéré par les tourbières demeurent encore incertaines. Les facteurs régissant la dynamique du CH<sub>4</sub> constituent un ensemble de processus complexes qui agissent à plusieurs échelles spatio-temporelles (Christensen, 2010). La variation spatiale est en partie induite par les propriétés édaphiques, topographique et végétales (Schleginger, 1997). Néanmoins, comme les bactéries méthanogènes sont strictement anoxiques, le principal contrôle sur la quantité de CH<sub>4</sub> émis à la surface d'une tourbière est la hauteur de nappe phréatique qui détermine la profondeur des zones de production et d'oxydation (Bubier, 1995 ; Moore *et al.*, 1994 ; Moore et Knowles, 1989 ; Moore et Roulet, 1993 ; Nykänen *et al.*, 1998). Plusieurs études ont démontré une hausse des flux avec une nappe phréatique affleurante (Cliche-Trudeau *et al.* 2012 ; Moore *et al.*, 1994 ; Moore et Knowles, 1989 ; Moore et Roulet, 1993 ; Pelletier *et al.*, 2007 ; Strack *et al.*, 2006) tandis que d'autres ont observé l'opposé ou aucune relation en lien avec une nappe peu fluctuante (Bellisario *et al.*, 1999 ; Shannon et White, 1994). La température du profil de tourbe a également été identifiée comme un facteur influençant les flux (Bubier *et al.*, 2005 ; Bubier et Moore, 1994 ; Bubier *et al.*, 1995 ; Cliche-Trudeau *et al.* 2012 ; Moore *et al.*, 2011 ; Shannon et White, 1994). D'autres études ont démontré un accroissement des flux avec une hausse de la température de la tourbe (Clymo *et al.*, 1998 ; Shannon et White, 1994). La dépendance de la production du CH<sub>4</sub> à la température (Q<sub>10</sub>) est exprimée par le taux de réaction à une augmentation de la température de 10°C (Segers, 1998). La végétation joue également un rôle important en alimentant les bactéries de matière organique par la litière et les racines (Whiting et Chanton, 1993). De surcroît, les plantes qui présentent une structure de tissus aérénchymes ont le potentiel de transporter le CH<sub>4</sub> depuis la zone anoxique évitant ainsi la zone d'oxydation (Marinier *et al.*, 2004 ; Moore *et al.*, 2011 ; Tuittila *et al.*, 2000 ; Waddington et Roulet, 1996 ; Whiting et Chanton, 1993). Les facteurs



influençant l'oxydation sont les mêmes que pour la production (Basiliko *et al.*, 2007). Toutefois l'influence de la température serait moindre que pour le phénomène de production (Moosavi et Crill, 1998 ; Saarnio et Silvola, 1999 ; Segers, 1998). En définitive, les modèles empiriques fondés sur la nappe phréatique, la température de la tourbe et la végétation reproduisent adéquatement la majorité de la variabilité spatiotemporelle des flux saisonniers et reflètent les écarts moyens des variables environnementales et écologiques à l'intérieur et entre les tourbières (Moore *et al.*, 1998b). Tout comme pour le CO<sub>2</sub>, l'estimation des flux hivernaux de CH<sub>4</sub> par la technique des chambres statiques est laborieuse. Malgré que les pertes hivernales peuvent être significatives, certains les ignorent dans la construction des bilans (Roulet *et al.*, 2007) et d'autres utilisent des moyennes à partir des mesures réalisées sur le terrain (Alm *et al.*, 1999 ; Pelletier *et al.*, 2007).

#### 2.3.2.3 Le transport du CH<sub>4</sub>

Trois mécanismes interagissent sur la mobilité du CH<sub>4</sub> vers l'atmosphère : la diffusion, l'ébullition et le transport par les plantes (Lai, 2009). La diffusion observée au niveau de l'interface du sol et de l'eau est fonction du gradient de concentration du CH<sub>4</sub> dans le profil de tourbe. L'ébullition est un processus de relâchement par la formation de bulles de gaz et est spatialement discontinu et très variable. Le stock de bulles en milieu naturel peut être important, et les flux peuvent être égaux (Strack *et al.*, 2005) ou supérieurs aux flux par diffusion (Glaser *et al.*, 2004). L'ébullition est un phénomène contrôlé entre autres par les pressions atmosphérique et hydrostatique et engendré par une hausse subite de température (Lai, 2009). La majorité du gaz se rend à l'atmosphère sans oxydation (Lai, 2009). Certaines plantes vasculaires dotées de tissus aérénchymes, notamment les linaigrettes (ex : *Eriophorum sp.*), facilitent



l'échange gazeux depuis de la zone anoxique directement vers l'atmosphère évitant ainsi au  $\text{CH}_4$  d'être oxydé (Nykänen *et al.*, 1998 ; Whiting et Chanton, 1992).

### 2.3.3 La dynamique du COD-COP

Le carbone organique dissous (COD) exporté par l'écoulement de l'eau des tourbières joue un rôle significatif dans le cycle du carbone des tourbières (Moore, 2009). Le COD est un mélange de molécules organiques complexes produit par le lessivage et la décomposition de la matière organique (Moore, 2001). Le COD est la composante la plus importante de la perte de carbone hydrique dans les tourbières naturelles tandis que le carbone organique particulaire (COP) en constitue généralement une part plus négligeable (IPCC, 2014). La définition technique du COD est la fraction du carbone organique dont le diamètre est  $<0.45 \mu\text{m}$  (Thurman, 1985), tandis que le COP est celui avec un diamètre  $>0.45 \mu\text{m}$ . L'impact de l'exportation de COD est majeur et comprend les réactions redox, la production et le transport de mercure (Moore, 2009) et d'autres polluants ainsi que l'acidification des cours d'eau (Gorham *et al.*, 1986). Les facteurs qui contrôlent la production du COD sont les processus physiques et biologiques ainsi que le temps de résidence en lien avec les processus de sorption et d'utilisation par les bactéries tandis que ceux qui gouvernent le transport sont les voies hydrologiques et le temps de rétention du système (Moore, 2009). Lorsque la nappe phréatique est plus profonde, l'exportation est réduite. Or, en période de fonte des neiges et de tempêtes de pluie, d'une part la concentration en COD est diluée et d'autre part le débit est plus important, ce qui génère un pic d'exportation (Strack *et al.*, 2008). Dans les tourbières naturelles, l'exportation de COD est évaluée entre  $<5$  et  $40 \text{ g COD m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  (Moore, 2009 ; Moore *et al.*, 1998b). L'exportation de COD peut être équivalente aux valeurs d'accumulation et altérer la fonction de puits de C (Moore, 2009). Toutefois, selon le régime hydrologique et la

topographie, l'exportation pourrait être inférieure à  $15 \text{ g COD m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  dans la majorité des tourbières nordiques (Fraser *et al.*, 2001). Au meilleur de notre connaissance, aucune étude n'a été réalisée spécifiquement sur le COP dans les tourbières naturelles. Enfin, la complexité de l'évaluation de l'exportation totale de COD-COP d'une tourbière naturelle est liée à la difficulté de définir un ou plusieurs exutoires confinés. Généralement, l'écoulement naturel est diffus en raison de la topographie plane des tourbières et le ruissellement est intermittent, ce qui rend les mesures de débit sortant complexes et imprécises.

#### 2.4 Balance nette de carbone de l'écosystème (BNCE)

La BNCE consiste à la somme de l'ÉÉN, du  $\text{CH}_4$  et du COD (Roulet *et al.*, 2007). Peu de BNCE ont été réalisées au sein d'une même tourbière. L'échange net a été calculé dans des tourbières de Suède (Nilsson *et al.*, 2008 ; Waddington et Roulet, 2000), tandis qu'au Canada, les efforts ont été concentrés à la tourbière Mer Bleue près d'Ottawa (Frolking *et al.*, 2002 ; Roulet *et al.*, 2007). Sur une période de six ans, le bilan de C de Mer Bleue a été estimé à  $-40.2 \text{ g NEE-C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ,  $3.7 \text{ g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  et  $14.9 \text{ g COD-C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  pour une moyenne de  $-21.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  (Roulet *et al.*, 2007). Ces derniers ont établi que les limites maximales l'échange de C seraient de 50 à  $-105 \text{ g m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  à la tourbière de mer Bleue.

#### 2.5 Effet de la récolte de tourbe sur la dynamique du carbone

À priori, l'ouverture d'une tourbière pour l'exploitation de la tourbe perturbe sévèrement l'écosystème (Cleary *et al.*, 2005). L'altération anthropique des tourbières comprend le drainage extensif, le retrait total de la végétation de surface, le hersage et

la récolte de la tourbe. La méthode initiale de récolte a été celle de la coupe manuelle de blocs alors que désormais 99 % de la production canadienne se fait grâce à la méthode par aspiration (Glatzel *et al.*, 2004). En moyenne, l'épaisseur de la tourbe extraite dans un écosystème est de 2.3 m et la durée de l'exploitation varie entre 20 et 50 ans selon l'épaisseur du dépôt (Cleary *et al.*, 2005).

L'extraction de la tourbe altère le cycle biogéochimique en abaissant le niveau de la nappe phréatique ce qui entraîne un apport accru en oxygène dans le profil de tourbe. Le dépôt organique qui était en conditions anoxiques devient disponible à la décomposition et à la minéralisation (Cleary *et al.*, 2005 ; Waddington et McNeil, 2002 ; Waddington et Warner, 2001 ; Waddington *et al.*, 2002). Le drainage des tourbières engendre donc l'accroissement vertical de la zone oxique (Sundh *et al.*, 2000 ; Tuittila *et al.*, 1999 ; Waddington et Price, 2000). La suppression de la végétation provoque l'arrêt complet de l'activité photosynthétique (PPB = 0), processus par lequel est stocké le C (Cleary *et al.*, 2005 ; Waddington *et al.*, 2002). La décomposition accrue en conditions oxiques entraîne l'augmentation des émissions de CO<sub>2</sub> (Cleary *et al.*, 2005) qui peuvent s'accroître jusqu'à 400% (Waddington *et al.*, 2002). L'aération du profil produit une réduction significative des émissions de CH<sub>4</sub> (Komulainen *et al.*, 1998 ; Tuittila *et al.*, 2000) car l'activité méthanogène est limitée au profil anoxique (Waddington et Price, 2000). En contrepartie, les canaux de drainage représentent des sources importantes de CH<sub>4</sub>, car ils sont généralement en conditions anoxiques (Roulet et Moore, 1995). Le drainage et le retrait de la végétation de surface modifient également la structure du profil de tourbe, le bilan hydrique ainsi que l'activité microbienne (Strack et Waddington, 2007). En conséquence, les régimes hydrologique et thermique sont perturbés, la température du profil de tourbe augmente tandis que l'humidité décroît (Prévost *et al.*, 1997). Il induit également l'affaissement de la tourbe (compression et oxydation), la diminution de la taille des pores et le rendement spécifique, et réduit la capacité de stockage de l'eau et la conductivité hydraulique à saturation (Price *et al.*, 2003 ; Price



et Whitehead, 2001). La réduction du rendement spécifique de la tourbe conduit à des niveaux de nappes faibles et engendre des fluctuations aux magnitudes importantes lors de périodes de sécheresse ce qui oxyde davantage la tourbe (Waddington et McNeil, 2002 ; Waddington *et al.*, 2002).

Le changement radical au niveau de l'hydrologie de la tourbière par le drainage entraîne de plus des impacts sur l'exportation de COD. Il a été étudié en tourbières naturelles (Fraser *et al.*, 2001 ; Moore, 1987 ; Urban *et al.*, 1989) mais très peu dans les tourbières restaurées (Waddington *et al.*, 2008). Des travaux sur la concentration en sédiments suspendus ont été réalisés au Nouveau-Brunswick dans des tourbières activement exploitées (St-Hilaire *et al.*, 2006) mais pas spécifiquement sur le C hydrique. À l'instar de l'effet de l'exportation du COD en milieu naturel, il engendre l'acidification des effluents où il est transporté (Gorham *et al.*, 1986). L'hydrologie étant le contrôle principal sur l'exportation de COD (Fraser *et al.*, 2001), l'eau de fonte lors de la période de dégel exporte plus de  $8 \text{ g C m}^{-2}$ , ce qui représente le double de l'exportation estivale dans un site abandonné post-exploitation (Waddington *et al.*, 2008). Les estimations de l'exportation de COP dans les tourbières altérées sont très limitées (IPCC, 2014). L'exploitation des tourbières pourrait entraîner des taux élevés de perte de COP via l'érosion hydrique et éolienne (IPCC, 2014) et ainsi représenter la forme dominante de la perte de C. L'exportation de COP peut s'élever à plus de  $100 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  dans les tourbières en érosion (Pawson *et al.*, 2008 ; Worrall *et al.*, 2011) et est directement reliée à l'exposition de la surface de tourbe dénudée.

### 2.5.1 Facteurs sur la balance du carbone dans les tourbières en récolte

Les facteurs contrôlant la décomposition de la tourbe sont l'humidité, la température de la tourbe et la qualité du substrat (Moore *et al.*, 1998a). Dans les tourbières



exploitées, le contenu volumétrique en eau est réduit et la gamme des températures est plus large qu'en milieu naturel (Prévost *et al.*, 1997 ; Waddington *et al.*, 2002). L'aération de la tourbe, la hausse des températures et la réduction de l'humidité accélèrent la décomposition (Waddington *et al.*, 2002).

L'exploitation de la tourbe horticole contribue négativement au bilan d'émissions atmosphériques et au changement climatique (Cleary *et al.*, 2005). L'oxydation de la tourbe due au drainage entrainerait une émission nette de 8.5 Mt CO<sub>2</sub> an<sup>-1</sup> (Gorham, 1991). On estime que le taux d'émission estival de CO<sub>2</sub> moyen dans les tourbières exploitées du sud du Québec serait de 5 à 10 g CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup> et qu'à la fin d'octobre elles perdraient l'équivalent de 150 à 200 g CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup> (Moore, 2001). Peu de mesures de C ont été réalisées dans des tourbières en récolte, la majorité provient de sites abandonnés depuis plusieurs années. Une analyse du cycle de vie (ACV) de la production de la tourbe horticole, c'est-à-dire, la « compilation et [l'] évaluation des entrants et sortants, ainsi que des impacts potentiels environnementaux d'un système de produits au cours de son cycle de vie » (CIRAIG, 2005) a été achevée pour l'industrie à l'échelle canadienne (Cleary *et al.*, 2005). Celle-ci aurait contribué à des émissions de 2 Mt de carbone entre 1990 et 2000 (Cleary *et al.*, 2005). Le temps requis pour ré-accumuler le C émis lors du changement d'utilisation du sol et par la récolte est évalué à entre 600 et 3000 ans selon les scénarios de l'étude de Cleary *et al.* (2005).

## 2.6 Les effets de la restauration sur la dynamique du carbone

Selon Waddington *et al.* (2002), une surface abandonnée de tourbe altérée constitue une source importante de CO<sub>2</sub> et aurait émis plus de 360 g C m<sup>-2</sup> pendant la saison de croissance entre 2 et 7 ans après l'abandon. Les émissions demeureraient élevées sur

plusieurs décennies (Waddington et McNeil, 2002). À la suite de l'exploitation, une tourbière abandonnée n'a pas les propriétés physiques et biogéochimiques afin de se restaurer naturellement (Lavoie et Rochefort, 1996 ; Price, 1997 ; Rochefort *et al.*, 2003). Le couvert végétal et les structures de la tourbe radicalement modifiées sur plusieurs décennies par le drainage et les conditions écologiques, édaphiques et hydrologiques ne sont pas appropriées pour le retour de la sphaigne (Campeau et Rochefort, 1996 ; Price et Whitehead, 2001). Par exemple, dans une tourbière exploitée par blocs abandonnée depuis 30 ans, la régénération naturelle de la sphaigne a été estimée à 10% et se limite à la section où la nappe phréatique était la plus haute (Price et Whitehead, 2001). La recolonisation par la sphaigne requiert des conditions environnementales spécifiques et les travaux de restauration sont essentiels pour le retour à un écosystème fonctionnel (Rochefort et Lode, 2006 ; Rochefort *et al.*, 2003). Plusieurs études ont démontré que la restauration est en mesure de convertir un site altéré en puits net de C (Tuittila *et al.*, 1999 ; Waddington et Warner, 2001 ; Waddington *et al.*, 2010). Les travaux de Waddington *et al.* (2010) à la tourbière de Bois-des-Bel ont démontré que la conversion peut se réaliser suivant 6 à 10 ans la restauration. Par contre, Strack et Zuback (2013) ont évalué que la balance annuelle de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> et de COD était une source nette de 148 g C m<sup>-2</sup> au cours de la dixième période estivale suivant la restauration de cette même tourbière. La décomposition de la paille dans les premières années engendre un flux important de C qui augmente la respiration totale du site et peut neutraliser l'effet de la photosynthèse (Petrone *et al.*, 2001, 2003). En général, grâce au retour de végétation fixatrice de CO<sub>2</sub> (Waddington *et al.*, 2010), les sites restaurés témoignent d'une baisse de la respiration au profit de la photosynthèse.

Parce que le potentiel de réchauffement global (PRG) du CH<sub>4</sub> sur un horizon temporel de 100 ans est 25 fois plus élevé que celui du CO<sub>2</sub>, l'augmentation des émissions de CH<sub>4</sub> associée aux tourbières restaurées peut cependant altérer toute augmentation de séquestration du CO<sub>2</sub> (Waddington et Day, 2007). En bloquant les

canaux de drainage dans le but d'augmenter le niveau de la nappe phréatique, les flux de  $\text{CH}_4$  s'accroissent dû à l'installation de conditions propices à la méthanogenèse d'une part et d'autre part à la réduction de la zone oxygène (d'oxydation) (Komulainen *et al.*, 1998 ; Tuittila *et al.*, 2000). Par contre, Waddington et Day (2007) ont démontré que les émissions de  $\text{CH}_4$  d'un site restauré sont analogues à celles d'un site naturel passant d'un petit puits-source à une source modérée trois ans après la restauration.

#### 2.6.1 Facteurs sur la balance du carbone dans les tourbières restaurées

L'héritage de plusieurs décennies d'exploitation laisse un substrat profondément altéré où les changements irréversibles dans les propriétés hydrauliques de la tourbe ne sont pas favorables au rétablissement de la sphaigne (Price *et al.*, 2003). La succession de la végétation maintient un contrôle sur la balance de C, notamment les plantes vasculaires qui ont été reconnues pour amplifier les émissions de  $\text{CH}_4$  autant en milieux naturels que restaurés (Marinier *et al.*, 2004 ; Tuittila *et al.*, 2000). La colonisation rapide et massive de la linaigrette (*Eriophorum* sp.) sur la tourbe nue (Lavoie et Rochefort, 1996) engendre davantage d'émissions de  $\text{CO}_2$  et de  $\text{CH}_4$  en stimulant leur production grâce au nouveau substrat et par le transport par les plantes (Marinier *et al.*, 2004). La végétation des milieux restaurés est composée d'espèces similaires aux tourbières naturelles mais différent en abondance (Lavoie et Rochefort, 1996) notamment la linaigrette (Tuittila *et al.*, 2000) et le *Polytrichum* sp. (Strack et Zuback, 2013). Avec le temps, la succession secondaire devrait réduire la couverture de plantes vasculaires et mousses au profit de la sphaigne. Un autre facteur qui influence la dynamique du C à l'instar des tourbières naturelles est la position de la nappe phréatique. La structure et qualité du dépôt de tourbe ont en effet été grandement altérées et le niveau moyen de la nappe demeure en dessous de celui



d'une tourbière non-perturbée (Strack et Zuback, 2013). La magnitude des fluctuations de la nappe phréatique de même que la température du profil de tourbe sont plus grandes qu'en tourbière naturelle dû à la compaction, la faible porosité de la tourbe et l'absence de l'acrotelme (Price *et al.*, 1998 ; Price *et al.*, 2003). On observe également de plus grandes fluctuations au niveau des températures du profil de tourbe (Petrone *et al.*, 2003 ; Price *et al.*, 1998). La température figure comme un contrôle important sur la minéralisation et est corrélée à la respiration dans les sites restaurés (Komulainen *et al.*, 1998 ; Petrone *et al.*, 2003).

En définitive, le succès de la restauration est confirmé lorsque le rétablissement de la sphaigne est stable et le retour de la fonction de séquestration de C est de retour (Petrone *et al.*, 2003). L'hydrologie et les échanges gazeux sont fortement reliés (Petrone *et al.*, 2003 ; Price *et al.*, 2003) et leur relations sont essentielles dans le succès d'un projet de restauration (Waddington et Price, 2000).



## CHAPITRE III

### MÉTHODOLOGIE

#### 3 Méthodologie

##### 3.1 Installation préparatoire à l'échantillonnage

Préalablement aux mesures de flux au sein des deux tourbières, une campagne de terrain s'est tenue à la fin mai 2012. Dans les deux sites, des collets de PVC de 25 cm de diamètre ont été insérés à environ 5-8 cm sous la surface de la tourbe à chacun des types écologiques (triplicats) retenus pour l'étude et ce, afin de minimiser l'altération de la végétation au cours des mesures. Les collets ont été installés en permanence à l'exception de ceux dans les parcelles en récolte qui ont été retirés après chaque campagne de mesure de flux. En 2012, des senseurs de nappe phréatique (*Odyssey Capacitance Water Level Logger*) ont aussi été installés à chacun des secteurs naturels, restaurés et en récolte. Ils ont été insérés dans des tuyaux de PVC perforés et recouverts de nylon afin de limiter leur surcharge en particules. Des enregistreurs de température à quatre profondeurs (*HOBO TMC6-HD Air/Water Soil Temp Sensor*; 5, 10, 20 et 40 cm) ont été aussi installés à chacun des statuts. En 2013, des senseurs supplémentaires ont été installés dans les deux tourbières naturelles afin de mieux représenter la variation microtopographique. Les données de radiation photosynthétiquement active (RPA) proviennent d'une station météorologique portative installée à 4 km à l'ouest de la tourbière de LEB (Pelletier *et al.*, 2014). Une station similaire a été installée à SMM au début de la saison de croissance de 2013.

### 3.2 Campagnes de terrain

Trois campagnes de terrain d'environ 7 jours à chacune des deux tourbières ont été réalisées entre mai et septembre 2012. En 2013, une campagne de terrain lors de la fonte nivale a été effectuée spécifiquement pour la collecte d'échantillons d'eau à l'exutoire de LEB. À l'instar de 2012, trois campagnes de terrain ont été complétées entre juin et août 2013 dans chacune des deux tourbières.

### 3.3 Mesures et calculs des flux

#### 3.3.1 Flux des types écologiques et des canaux de drainage

Le méthane a été échantillonné en deux séries pour chacune des campagnes de terrain. Le  $\text{CH}_4$  est récolté à l'aide d'une chambre opaque recouverte d'aluminium afin de limiter la hausse de température. La chambre était scellée hermétiquement sur le collet. Avant chaque prise d'échantillon, l'air à l'intérieur de la chambre a été mélangé avec une seringue de 60 ml. Les échantillons ont été prélevés à un intervalle de temps de 5 minutes sur une période totale de 20 minutes (5 échantillons) à l'aide d'une seringue de 10 ml puis transférés dans une fiole munie d'un septum préalablement mis sous vide. Du perchlorate de magnésium a été ajouté à chacune des fioles afin d'absorber l'humidité. Les échantillons ont été analysés au laboratoire de paléoécologie continentale de la professeur Garneau au Geotop à l'aide d'un chromatographe à phase gazeuse (*Shimadzu GC-14B*) équipé d'un détecteur à ionisation de flamme. Des standards de 2,73 ppm ont été utilisés afin de vérifier la calibration entre chaque séquence d'analyses. Les flux ont été obtenus à l'aide des régressions linéaires entre les changements de concentration et le temps d'échantillonnage.

L'échange de  $\text{CO}_2$  a été mesuré entre trois et quatre fois par campagne de terrain à chacun des types écologiques de chaque tourbière. Celui-ci a été obtenu à l'aide d'une chambre transparente de plexi-glass dotée d'un système de ventilation et de refroidissement de l'air ambiant afin de réduire l'effet de serre dans la chambre. La chambre fermée hermétiquement a un sommet amovible afin de rééquilibrer la teneur en gaz environnante entre chaque intervalle d'échantillonnage. Les concentrations de  $\text{CO}_2$  ont chacune été mesurées au moyen d'un analyseur de gaz infrarouge (*EGM-4, PP-System*) sur une période de 2.5 minutes. Les concentrations ont été notées à un intervalle de temps de 10 secondes pendant la première minute puis de 30 secondes sur la dernière minute et demie. La RPA a été notée à chaque 10 secondes sur la durée totale d'échantillonnage. La lumière pénétrant dans la chambre a été contrôlée par des ombrières pour obtenir des flux à plusieurs conditions de RPA (~100%, 50%, 25%) ainsi que la respiration dans des conditions d'obscurité totale (0% de RPA) grâce à une ombrière opaque. Les flux ont été ensuite calculés à partir des régressions dans le temps avec les concentrations mesurées pour chacune des conditions de luminosité.

### 3.3.2 Mesures de l'exportation de carbone organique dans l'eau

#### 3.3.2.1 Mesures hydrologiques et chimiques

Un seuil en V a été installé afin de modéliser la décharge à l'exutoire le plus actif de la tourbière de LEB, où l'écoulement est continu tout au long de la période sans gel. L'exutoire principal est situé à l'extrémité sud-ouest de la tourbière en aval de deux bassins de sédimentation (Figure 1) aménagés dans le but de réduire l'exportation de matière organique en suspension (St-Hilaire *et al.*, 2006). L'eau de drainage est évacuée par un tributaire de l'estuaire du Saint-Laurent. La hauteur de l'eau du canal



de drainage en amont du seuil a été mesurée à chaque heure par un enregistreur de niveau (*Odyssey Capacitance Water Level Logger*) inséré dans un tube de PVC perforé et ancré au fond du canal par un pieu vissé. Le débit sortant a été obtenu par la formule pour les mesures de seuil en V (Walkowiak et Replogle, 2006) (Équation 1).

$$Q = KH^{2.5} \quad [1]$$

Où :

Q est le débit (m<sup>3</sup>/s)

K est la constante dépendante de l'angle du seuil en V (571,4)

H est la hauteur d'eau dans le V (m)

Un jeu d'instruments de qualité de l'eau (*Global Water*) a été installé en amont des bassins de sédimentation. Les mesures de pH (*WQ201*), de température (*WQ101*), de conductivité électrique (*WQ-COND-1*) et de turbidité (*WQ730*) ont été enregistrées à chaque heure pendant l'été 2013.

### 3.3.2.2 Échantillonnage de l'eau

L'échantillonnage de l'eau a débuté au printemps 2013 et la collecte a été réalisée en quatre épisodes soit, à la fonte des neiges en avril puis à chaque mois entre juin et août 2013. Le nombre d'échantillons récoltés avec un auto-échantillonneur portable (Isco 6712C) a varié entre un et quatre par jour au cours des campagnes pour un total de 55 échantillons. L'eau a été récoltée en aval des bassins de sédimentation directement à la sortie du seuil. Les échantillons d'eau ont été filtrés avec des filtres de fibre de verre (0,7µm) Whatman GF/F préalablement brûlés à 500°C et pré-pesés



suivant la méthode de Waddington *et al.* (2008) afin de comparer les résultats. Du sulfate de cuivre ( $\text{CuSO}_4$ ) a été ajouté à l'eau échantillonnée pour inhiber l'activité bactérienne et les échantillons ont été conservés au froid dans des bouteilles de verre ambrées jusqu'à leur analyse en laboratoire.

### 3.3.2.3 Analyse du COD-COP

Deux appareils ont été utilisés pour l'analyse du COD. Le premier est un analyseur de carbone organique et inorganique *Shimadzu TOC-5000A* qui permet l'analyse du COD par combustion (Laboratoire de l'Institut des sciences de l'environnement, UQAM). Le second appareil utilisé est un analyseur *Aurora 1030* qui effectue l'oxydation par persulfate. Afin d'établir les courbes de calibration, des solutions de phthalate de potassium d'hydrogène ( $\text{C}_8\text{H}_5\text{O}_4\text{K}$ ) issues d'une solution-mère à 1000 ppm d'une concentration de 0, 5, 25 et 50 ppm ont été utilisées pour le premier appareil. Pour le second, des standards de 0, 5, 10 et 20 ppm ont été utilisés. Pour l'estimation des valeurs de COP, les filtres ont été séchés, pesés puis poinçonnés (6 ou 18 poinçons; triplicats) et brûlés afin de quantifier le contenu en C par un analyseur élémentaire *NC Instruments NC 2500<sup>TM</sup>*, au Laboratoire de géochimie isotopique du Geotop. L'exportation totale de C a été modélisée par la relation entre la concentration de COD-COP et le débit à l'exutoire. Par une régression linéaire, le COD et le COP ont été traités séparément avec une relation incluant l'évènement crue-décru du printemps et le reste de la période sans gel pour chacune des deux composantes. La corrélation entre la concentration en COD et le débit était très significative ( $r^2$ : 0.66;  $p < 0.0001$ ) tandis que celle avec la concentration de POC l'était un peu moins ( $r^2$ : 0.34;  $p < 0.0001$ ).

### 3.4 Quantification de la biomasse vivante et contenu en carbone

La partie aérienne des plantes vasculaires a été récoltée sur l'ensemble de la surface des collets (144 cm<sup>2</sup>) en août 2013. Une section de 10 cm<sup>2</sup> de la couche muscinale de chacun de collet a aussi été recueillie (découpe équivalente à 70% de la surface du collet). La végétation a ensuite été triée par espèces, les feuilles ont été séparées des tiges et le tout séché à 80 degrés C pendant un minimum de 24 heures pour ensuite être pesé (Moore *et al.*, 2002). Le capitulum des sphaignes et les deux cm sous-jacents des autres bryophytes (Laine *et al.*, 2011) ont été traités avec cette même méthode. Afin d'estimer le contenu en C de la biomasse, l'aire occupée par chacun des assemblages a été multipliée par la moyenne du poids de la biomasse sèche en considérant le contenu en C à 50% (Roulet *et al.*, 2007).

### 3.5 Quantification du carbone stocké

La quantification du carbone stocké a été réalisée en laboratoire par la méthode de perte au feu à partir d'une carotte prélevée dans la partie la plus profonde de la tourbière naturelle de LEB en 2011 (Sauvé *et al.*, en prép.). L'extrapolation spatiale du contenu en C total a été réalisée à l'échelle de l'ensemble du bassin de la tourbière de LEB. La quantification de la perte du C stocké due à l'extraction de la tourbe a été effectuée pour la surface actuellement en récolte et restaurée de la tourbière.

### 3.6 Balance annuelle de C et balance nette de C de l'écosystème (BNCE)

La balance nette de C est obtenue par la somme de l'ÉÉN, qui consiste à la différence entre la production brute, la respiration et les émissions de CH<sub>4</sub> et l'exportation totale

de COD (Roulet *et al.*, 2007). La BNCE a été complétée seulement pour la tourbière en récolte de LEB en raison de la complexité technique des mesures hydrologiques nécessaires à la quantification du COD. Ainsi, le bilan des autres statuts est composé uniquement de la somme de l'ÉÉN et du CH<sub>4</sub>.

### 3.7 Analyses des données

L'analyse statistique de l'ensemble des données récoltées a été réalisée à l'aide du logiciel JMP 10 (*SAS institute*). Les modèles pour la construction des bilans annuels de CH<sub>4</sub> ont été sélectionnés en effectuant des analyses de régression multiples avec une sélection inverse par étape et par la détermination de la relation la plus forte et la recherche de la normalité des résidus. Les corrélations ont été testées avec plusieurs combinaisons d'échelles spatiales et temporelles entre les flux de CH<sub>4</sub> et les variables environnementales explicatives (niveau de nappe phréatique et température du profil de tourbe) après le retrait des valeurs aberrantes. Les équations des corrélations sélectionnées ont été transférées à l'échelle annuelle pour la modélisation de l'échange net. La somme des flux de la saison de croissance prédits a servi à modéliser les flux hivernaux où leur contribution est estimée à environ 15% des émissions annuelles (Dise, 1992 ; Melloh et Crill, 1996 ; Pelletier *et al.*, 2007). Dans le cas où des relations non significatives ont été observées, la modélisation annuelle porte sur la moyenne des flux où les valeurs ont été interpolées entre les campagnes de terrain.

Pour ce qui est de l'échange net de CO<sub>2</sub>, la photosynthèse et la respiration ont été modélisées séparément. Pour la photosynthèse, la relation entre le RPA et les flux de CO<sub>2</sub> a été illustrée par une hyperbole rectangulaire pour chacun des types écologiques et ce, pour chacune des campagnes de terrain (six courbes par type écologique;



Équation 2). Les équations ont ensuite été utilisées afin de modéliser les flux horaires basés sur les enregistrements de la RPA. Les paramètres de l'équation, GPmax (photosynthèse maximale brute en condition de saturation de lumière) et la pente, ont été modélisés à partir de la corrélation avec la température de tourbe ( $r^2 < 0,8$ ). Des moyennes mobiles ont ensuite été utilisées afin d'estimer le bilan sur l'ensemble de la saison de croissance.

$$\text{ÉÉN} = (\alpha * \text{RPA} * \text{GPmax} / (\alpha * \text{RPA}) + \text{GPmax}) + \text{R} \quad [2]$$

où :

ÉÉN est l'échange écosystémique net ( $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ )

$\alpha$  est la pente initiale de la courbe

RPA est la radiation photosynthétiquement active ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ )

GPmax est la photosynthèse maximale brute en condition de saturation de lumière ( $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ )

R est l'ordonnée à l'origine ou la valeur de la respiration en condition de noirceur ( $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ )

Les signes conventionnels ont été utilisés avec les valeurs positives représentant une perte vers l'atmosphère (source) et les valeurs négatives illustrant l'opposé (puits). Les valeurs de respiration ont été transformées en log naturel pour ensuite déterminer la plus forte relation avec la température du sol. En calculant le  $Q_{10}$  et le  $R_{10}$  associés à chacun des biotopes, les flux prédits sont exprimés en termes de taux de respiration à  $10^\circ\text{C}$  (Lloyd et Taylor, 1994) (Équations 3 à 5).



$$Q_{10} = e^{10b} \quad [3]$$

$$R_{10} = Q_{10} \times e^a \quad [4]$$

$$R = R_{10} \times e^{308.56 \left( \frac{1}{56.02} - \frac{1}{T-227.13} \right)} \quad [5]$$

où :

$Q_{10}$  est le coefficient de température

$b$  est l'ordonnée à l'origine de la régression linéaire entre  $R$  et la température du profil de tourbe pour la profondeur sélectionnée

$R_{10}$  est le taux de respiration à 10°C

$a$  est la pente de la régression linéaire entre  $R$  et la température du profil de tourbe pour la profondeur sélectionnée

$T$  est la température du profil de tourbe à la profondeur sélectionnée (°C)

Pour les émissions de  $\text{CO}_2$  en provenance des canaux de drainage, les valeurs mensuelles moyennes ont été utilisées dans les modèles. Une constante  $a$  a été appliquée ( $0.48 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ ; Alm *et al.*, 1999) pour les flux hivernaux car la méthode  $R_{10}$  peut surestimer les pertes en climats froids (Alm *et al.*, 1999). Enfin, les erreurs associées à la modélisation du  $\text{CH}_4$  et du  $\text{CO}_2$  ont été calculées avec le logiciel JMP puis à l'aide de l'équation, les erreurs sur chacun des flux prédits ont été propagées à l'ensemble des modèles annuels. L'estimation de l'erreur sur les prédictions n'inclut toutefois pas le biais associé à la pondération spatiale.

Afin de vérifier si les moyennes obtenues dans les statuts de restauration étaient significativement différentes, des analyses de la variance (ANOVA) à sens unique ont été réalisées ( $\alpha = 0.05$ ) et vérifiées avec le test de Tukey. Les mêmes tests ont été pratiqués sur l'ensemble des valeurs de flux des types écologiques afin de comparer les deux saisons de croissance (2012 et 2013). La longueur des saisons de croissance

a été déterminée à partir de la température de l'air  $>5^{\circ}\text{C}$  suivant l'Atlas agroclimatique du Québec (2012) (5 mai – 20 Octobre 2012, 15mai – 20 Octobre 2013 pour LEB; 18 avril- 28 Octobre 2012, 16 avril – 28 octobre 2013 pour SMM).

## CHAPITRE IV

### ARTICLE SCIENTIFIQUE

- 4 CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and DOC-POC budgets from harvested, restored and natural peatlands from Eastern Canadian boreal region, Qc.

Le chapitre IV est constitué d'un article scientifique intitulé : "CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and DOC-POC budgets from harvested, restored and natural peatlands from eastern Canadian boreal region, Qc" et qui a été soumis à la revue *Biogeochemistry*. Je suis l'auteure principale de l'article puisque j'en ai rédigé le contenu complet. Les co-auteurs de l'article sont ma directrice et mon co-directeur de recherche qui ont évalué les différentes étapes du travail et versions préliminaires du texte.

## CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> AND DOC-POC BUDGETS FROM HARVESTED, RESTORED AND NATURAL PEATLANDS FROM EASTERN CANADIAN BOREAL REGION, QC.

Lefrançois, Valérie<sup>1</sup>, Garneau, Michelle<sup>1</sup> and Jutras, Sylvain<sup>2</sup>

V. Lefrançois, M. Garneau

<sup>1</sup> Geotop-Geochemistry and Geodynamics Research Center and Geography department, Université du Québec à Montréal (UQAM), Montréal, Qc, Canada

S. Jutras

<sup>2</sup> Faculty of Forestry, Geography and Geomatics, Université Laval, Québec city, Qc, Canada

Corresponding author: [Valerielefrancois@hotmail.com](mailto:Valerielefrancois@hotmail.com)

### 4.1 Introduction

Peatlands play a central role in the global carbon (C) cycle. Over the Holocene, these ecosystems have accumulated about one third of the total global soil C (500 Gt) (Yu 2012) even though they cover only 3 % of land area. In Canada, peatlands cover approximately 12% of the landmass and contain ~150 Gt C (Tarnocai et al., 2005) with mean C accumulation rates for temperate and boreal peatlands comprised between 10 and 70 g m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> (Garneau et al. 2014). Peatlands play a key role in the global carbon cycle (Frolking and Roulet 2007). They constitute one of the most important terrestrial sinks of carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) and atmospheric source of methane (CH<sub>4</sub>) through decomposition and oxidation (Mikaloff Fletcher et al. 2004; Yu 2011). In Canada, approximately 14 000 ha of peatlands are presently under peat extraction (Environment Canada, 2013) which represent <1% of the entire peat surface across the country, although peat production is increasing nowadays (Cleary et al. 2005). In Quebec, peatlands cover > 10% of the land area (Pellerin and Poulin 2013) from which 9000 ha have been harvested since 1935 and 6000 ha are presently



under production (Boudreau (APTHQ), pers. communication). Peat harvesting impacts C dynamics by altering the living biomass cover and lowering the water table (Waddington and Price 2000). By deepening the oxic zone, peat decomposition increases the release of CO<sub>2</sub> to the atmosphere (Cleary et al. 2005; Waddington et al. 2002), while CH<sub>4</sub> emissions decline (Tuittila et al. 2000). Peat extraction also alters hydrology (Price 1996; Price et al. 1998) and consequently water chemistry and C export. Dissolved organic C (DOC) and particulate organic C (POC) are important components of the global C cycle (Gorham 1991) and enhanced export cause environmental impacts such as water acidification and further CO<sub>2</sub> release (Moore 2009; Waddington et al. 2008). Hence, peat harvesting contributes to a loss of C from the peatland. The Canadian peat industry has emitted 2 Mt C between 1990 and 2000 (Cleary et al. 2005) but efforts have been made to reduce its environmental footprint. Restoration techniques have been developed to allow extracted peat surfaces to regain a C sink function through living vegetation (Rocheffort, 2005). It has been suggested that restored sites C sink function can return to a natural C accumulation rate within a period of 6 to 10 years (Waddington et al. 2010). However, recovering the full amount of C lost from peat removal through exploitation is unlikely (Price et al. 2003).

Very few studies have taken into account all C cycle components in a peatland, including long-term sequestered C and losses following peat extraction, and few have reported yearly measurements or modeled annual C budgets (Limpens et al. 2008). In addition, Roulet et al. (2007) reported substantial C losses during winter. The main objective of this study is to determine and compare the annual C budget including CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and DOC-POC fluxes of two managed peatlands (including both restored and harvested peatlands) in comparison with C exchanges (CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>) of neighboring pristine (natural) peatlands from two regions in boreal Québec, Manicouagan and Lac Saint-Jean, during 2012 and 2013.

## 4.2 Study sites and climate

Pointe-Lebel (LEB) peatland (49°07'N, 68°14'W) is located on the Manicouagan peninsula along the Saint-Lawrence estuary, 20 km south of Baie-Comeau (Figure 2) within the balsam fir (*Abies balsamea* L. Mill) - white birch (*Betula papyrifera* Marshall.) closed boreal forest. In this region, peat accumulation started 7500 cal yrs BP over sandy deltaic terraces following the withdrawal of the Goldthwait Sea (Magnan et al. 2014). Peatlands are predominantly ombrotrophic and non-forested (Payette and Rochefort, 2005) and show a slightly convex surface with scattered medium-sized pools (Garneau et al. 2014). Mean annual temperatures and total precipitation (climate normal: 1981-2011) are 1.7°C and 1001 mm, respectively (Environment Canada, 2013b). The mean summer temperature was 1.7°C above normal in 2012, and 0.2°C below in 2013 whereas during the two study years the total precipitation was below normal (27 mm in 2012 and 89 mm in 2013). The LEB peatland is a large bog complex with 63% (1080 ha) of its surface as natural, 33% (560 ha) as harvested and 4% (73 ha) as restored where vacuum extraction started in the 1970's. Surface vegetation is dominated by low *Picea mariana* (Mill.) stands with hummocks covered by ericaceous shrubs (mainly *Rhododendron groenlandicum* (Oeder), *Kalmia angustifolia* L. and *Kalmia polifolia* Wang) with *Sphagnum rubellum* and *S. fuscum* carpets. This peatland has few pools over its surface and its maximum peat thickness reaches 6 m.

Sainte-Marguerite-Marie (SMM) peatland (48°48'N, 72°10'W) is located in the Lac Saint-Jean lowlands region within the balsam fir-yellow birch (*Betula alleghaniensis* Britton) closed boreal forest (Figure 2). These peatlands also developed over deltaic sands following the withdrawal of the Laflamme postglacial sea (10 300-8000 yrs BP (Dionne 1972; Kennedy and Price 2005). The recorded 1981-2010 mean annual temperature and total precipitation are 1.1°C and 809 mm respectively for the Normandin station, 28 km west of the studied peatland (Environment Canada, 2013).

A temperature slightly above normal was registered during summer months (1.5°C in 2012 and 0.5°C in 2013) while total precipitation was below normal for the two summer periods (8 mm in 2012 and 21 mm in 2013) (Figure 3). The SMM peatland has 80% (3000 ha) of its surface as natural, 11% (395 ha) as harvested and 9 % (350 ha) as restored. The peatland is a raised bog dominated by *Sphagnum fuscum* hummocks with ericaceous shrubs (*Rhododendron groenlandicum*, *Kalmia angustifolia* and *Kalmia polifolia*), *Larix laricina* (DuRoi) K. Koch and *Picea mariana* stands along with sedges (mainly *Carex oligosperma*). The pristine section corresponds to the deepest part (2.7 m) of the peatland (Waddington and Warner 2001).

### 4.3 Methods

#### 4.3.1 Peatland states and ecological types

In both sites, four different states were chosen for the study: pristine peatland, restored peatland and two actively harvested sites (old and recent) (Figure 2). In addition, a *Sphagnum* culture basin located in a former block cutting trench was selected in SMM peatland. In LEB, four microforms or vegetation types, named here as “ecological types” (refer to table 2 for ecological type identifications (ID)), were chosen for C flux measurements to represent the spatial variability found within the pristine peatland state: *Sphagnum* hollow (HOL), ericaceous hummock (HUM), *Eriophorum* tussock (ERI) and low <30 cm *Picea mariana* (PIM) stand. Old (1977: H77) and recent (2011: H11) harvested sites were also selected. H11 is characterized by fairly undecomposed bare peat surface with higher porosity than H77 for which peat is more humified and compact. C fluxes were also measured in one drainage ditch of each harvested sites. Restoration in LEB was initiated in 2009 on a restricted



surface (6.6 ha) of a post-harvested section. Due to surface leveling and poor vegetation recovery, there are no microforms on the restored peatland. In order to characterize its C dynamics, four ecological types were selected: *Sphagnum* and mosses (SPH), bare peat (BP), straw mulch (STM) and former drainage ditch filled with loose peat.

For the SMM pristine peatland state, ecological types included wet *S. magellanicum* hollow (HOL), ericaceous hummock (HUM), *Carex oligosperma* lawn (LAW) and low <30 cm *Larix laricina* (LAL) stand. The two chosen harvested fields were opened in 1996 (old: H96) and 2004 (recent: H04) respectively. Measurements of C fluxes were also made in one drainage ditch of each harvested site. Restoration was performed in 2001 on a 63 ha surface. Bare peat is lacking and vegetation is still dominated by the pioneer *Polytrichum strictum* moss (Quinty and Rochefort 2003). *Sphagnum* (mainly *S. rubellum*) covers less than 20% with recent peat accumulation of ~10 cm. The other species colonizing the restored peatland are *Rhododendron groenlandicum*, *Chamaedaphne calyculata* (L.) D. Don and *Kalmia angustifolia*. Four ecological types were selected: *Sphagnum rubellum* and *Polytrichum strictum* (SPH), *Rhododendron groenlandicum* (RHG), *Polytrichum strictum* (POL) and a former opened drainage filled with peat. In the *Sphagnum* growing basin the ecological type sampled is an assemblage of *Eriophorum spissum* and *Sphagnum rubellum*.

#### 4.3.2 Fluxes measurements

In order to prepare each site for CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> flux measurements, triplicate 25 cm diameter PVC collars were inserted into the peat (~ 5-8 cm) at each ecological type in early summer 2012. At each peatland state, water table (WT) sensors (*Odyssey*



*Capacitance Water Level Logger*) were inserted in perforated PVC tubes at 1 m depth. Soil temperature ( $T^{\circ}$ ) sensors (HOBO *TMC6-HD Air/Water Soil Temp Sensor*) were installed at 5, 10, 20 and 40 cm (T5, T10, T20 and T40) below the peat surface. Photosynthetically active radiation (PAR) data was provided by a meteorological station located 4 km west of LEB peatland (Pelletier et al. 2014). A similar station was also installed at the SMM site at the beginning of the 2013 growing season.

Between June and early September 2012 and 2013, six field campaigns were conducted within each peatland (measurement period named as “summer”).  $\text{CH}_4$  flux measurements were performed two times per campaign using a static chamber method (Tuittila et al. 2000). For each collar, five 10 ml air samples were collected over a 20 min period (5 min intervals) from a 18 L water-sealed dark chamber. A 60 ml syringe was used to mix the air into the chamber between each sampling. In drainage ditches, measurements were done with a floating chamber.  $\text{CH}_4$  analyses were completed at the Geotop research center on a gas chromatograph (*Shimadzu GC-14B*) equipped with a flame ionization detector.  $\text{CH}_4$  standard of 2.73 ppm was used to confirm calibration before each run.  $\text{CH}_4$  exchange was determined by the linear change in the concentration over time.

$\text{CO}_2$  measurements were made three to four times per campaign.  $\text{CO}_2$  rates were obtained using a transparent Plexiglas chamber equipped with a ventilation system to mix the air and a cooling system to reduce heating. The chamber was water-sealed on the collar and a removable top was used to rebalance the ambient air gas content between each sampling interval. The  $\text{CO}_2$  concentration was measured using an infrared gas analyzer (EGM-4, *PP-System*) over 2.5 minutes. PAR was registered over the total measurement period. The light entering the chamber was controlled by shrouds representing three daylight conditions (~100%, 50%, 25% PAR) and by an opaque cover for dark respiration (R) estimates (0% PAR). For harvested sites and ditches, only dark R measurements were conducted.  $\text{CO}_2$  fluxes were calculated by

the linear change in the concentrations over time for each light condition (four fluxes/ collar/ measurement).

#### 4.3.3 Statistical analyses and modeling

The models for CH<sub>4</sub> to extrapolate annual budgets were selected by performing multiple regression analysis using JMP 10 software version. Backward selection model-building step was used with different combinations of spatial and temporal scales between CH<sub>4</sub> fluxes and environmental variables (peat T° and WT) after outlier removal (Cook's distance), by determining the strongest relationship and seeking normality of residuals (Table 1). When no correlation with any variable was observed, mean fluxes were interpolated between the sampling dates to determine the annual fluxes. The sum of the growing seasons modeled fluxes was used to predict winter fluxes with the assumption that winter correspond to ~15% of annual emissions (Dise 1992; Melloh and Crill 1996; Pelletier et al. 2007). With regard to upscaled fluxes, the spatial weighted contribution, annual calculations were multiplied by the area covered by each ecological type. Vegetation cover for budget upscaling was obtained from a combination of field observations and spatial analysis on arcGIS to determine the area cover percentage of each ecological type.

In order to model CO<sub>2</sub> annual balance, R and photosynthesis (PSN) were estimated separately. For PSN, a total of six rectangular hyperbolas (one for each summer month) (equation 1) were calculated as the difference between the net ecosystem exchange (NEE) and R for each ecological type in order to upscale the balance to an annual basis (Equation 1).

$$NEE = (\alpha * PAR * GP_{max}) / ((\alpha * PAR) + GP_{max}) + R \quad [1]$$

Where :

$\alpha$  is the initial slope of the rectangular hyperbola (apparent quantum yield)

PAR is the photosynthetically active radiation ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )

GP<sub>max</sub> is the maximum gross photosynthesis in light saturating conditions ( $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )

R is the intercept of the curve or dark respiration value ( $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )

We used conventional signs where positive values represent a loss from ecosystem to the atmosphere and negative values represent the opposite. Annual models were implemented using GP<sub>max</sub> (maximum gross photosynthesis in light saturating conditions) and/or a correlation with soil T° when possible with a mobile mean for the growing season length. In order to model hourly R for an annual period, CO<sub>2</sub> emissions were transformed using natural logarithms and the strongest linear regressions with soil temperature and fluxes were identified. Using Q<sub>10</sub> (factor by which the reaction rate increases when the temperature is raised by 10°C) and R<sub>10</sub> models (Equations 2-4), fluxes are expressed in terms of R rate at 10°C (Lloyd and Taylor 1994) (Table 2):

$$Q_{10} = e^{10b} \quad [2]$$

$$R_{10} = Q_{10} \times e^a \quad [3]$$

$$R = R_{10} \times e^{308.56 \left( \frac{1}{56.02} - \frac{1}{T-227.13} \right)} \quad [4]$$



Where :

$Q_{10}$  is the temperature coefficient

$b$  the intercept of the linear regression between  $R$  and the peat profile temperature for the selected depth

$R_{10}$  is the respiration rate at  $10^{\circ}\text{C}$

$a$  is the slope of the linear regression between  $R$  and the peat profile temperature for the selected depth

$T$  is the selected peat temperature ( $^{\circ}\text{C}$ )

For ditches, mean monthly fluxes were applied in the models. A constant ( $0.48 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) (Alm et al. 1999) was used for winter  $R$ , as modeling seems to overestimate values under cold climate (Lloyd and Taylor 1994). The growing season initiation was defined by air temperature  $>5^{\circ}\text{C}$  (hourly) and the end was based on the estimate of *Atlas agroclimatique du Québec* (2012) ( $5.5^{\circ}\text{C}$ ): (May 5-October 20 2012, May 15-October 20 2013 for LEB growing seasons; April 18-October 28 2012, April 16-October 28 2013 for SMM). Finally, model standard errors were computed with JMP and propagated over the  $\text{CH}_4$  and  $\text{CO}_2$  annual calculations.

#### 4.3.4 DOC-POC and hydrology

A  $45^{\circ}$  V-notch weir was installed to measure water discharge from the LEB main outlet from the harvested section where flow is continuous throughout the frost-free period. This outflow ditch is located at the peatland southwest limit (Figure 2)



downstream of two sedimentation basins used to reduce suspended organic matter export (St-Hilaire et al. 2006). The peatland area (0.6 km<sup>2</sup>) drained by this outflow was delimited by observing the discharge direction in the drainage ditches. The water is discharged into a tributary of the Saint-Lawrence estuary. Water level was measured hourly by a capacitance logger (*Odyssey*) inserted into a perforated PVC pipe and anchored to bottom sediment by a post helical pile. Calculation of total flow rate at the outflow was derived from open channel flow measurement equation for a V-notch weir (Walkowiak and Replogle 2006) (Equation 5).

$$Q = KH^{2.5} \quad [5]$$

Where:

Q is the waterflow (m<sup>3</sup>/s)

K is a constant dependent on the angle of notch (571.4)

H is the head in the weir (m)

A water quality set of instruments (Global Water) was placed upstream of the sedimentation basins. Water pH (WQ201), temperature (WQ101), conductivity (WQ-COND-1) and turbidity (WQ730) were recorded hourly during the 2013 summer.

#### 4.3.5 Water sampling

Water sampling was carried out in 2013 through four field campaigns: snowmelt in April and every month between June and August. The sampling varied between one and four samples per day using a Compact Portable Sampler (Isco 6712C) for a total of 55 samples. The water was collected directly at the outflow weir. Samples were

filtered with of 0.7 micron glass fiber filters (Whatman GF/F) beforehand burned at 500°C and pre-weighed (Waddington et al. 2008). Copper Sulphate ( $\text{CuSO}_4$ ) was added to inhibit bacterial activity and samples were kept cold until analysis.

#### 4.3.6 DOC-POC analyses

DOC analyses were done on an organic and inorganic carbon analyzer Shimadzu TOC-5000A (NPOC; ISE UQAM), which allowed the analysis of DOC by combustion, and on an Aurora 1030 using heated persulfate oxidation (GRIL, UQAM). Solutions of potassium hydrogen phthalate ( $\text{C}_8\text{H}_5\text{O}_4\text{K}$ ) were used from a stock solution at 1000 ppm having 0, 5, 25 and 50 ppm for the NPOC and 0, 5, 10 and 20 ppm for Aurora to establish two respective calibration curves. For POC analyses, filters were dried, weighed, punched (6 or 18 punches; triplicates) and combusted to quantify the C content on an elemental analyzer (NC Instruments NC 2500<sup>TM</sup>, Geotop). Export was modeled using the POC-DOC concentrations and water discharge correlation equation ( $\text{Export} = \text{DOC or POC} * \text{discharge}$ ).

#### 4.3.7 Carbon pools

##### 4.3.7.1 Quantification of above-ground biomass and C content

In August 2013, the above-ground biomass of vascular plants was clipped over the entire collar surfaces. Vegetation was sorted by species, leaves separated from stems, dried at 80°C for at least 24 hours and weighed separately (Moore et al. 2002). A section of 10 cm<sup>2</sup> of each moss carpet within collars was also collected. Only the *Sphagnum capitulum* and 2 cm of other mosses tops were kept for analysis (Laine et

al. 2011). Mean C content was spatially weighted for total C content estimation over the entire peatland (only in LEB).

#### 4.3.7.2 Carbon stock

Quantification of C stock has been achieved through measurements of bulk densities and loss-on-ignition (Chambers et al. 2011) from a core retrieved in the deepest section of the natural LEB bog. Method for upscaling the C stock is the same used for contemporaneous vegetation but at the peatland scale.

#### 4.3.7.3 Annual C balance and net ecosystem carbon balance (NECB)

The net C budget is given by the sum of NEE (difference between the gross uptake and release of  $\text{CO}_2$ ),  $\text{CH}_4$ , and DOC (Roulet et al. 2007). The NECB has been completed only for the harvested state in LEB. Hence, for all the other peatland states C budgets were obtained by the sum of  $\text{CO}_2$  and  $\text{CH}_4$  budgets. All components were first converted to  $\text{g C m}^{-2}$ .

### 4.4 Results

#### 4.4.1 Summer $\text{CH}_4$ fluxes

LEB peatland  $\text{CH}_4$  fluxes ranged from  $-4.1$  to  $350.2 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  in 2012 and from  $-4.6$  to  $115$  in 2013. SMM peatland values ranged from  $-4.3$  to  $1088.9$  and from  $-5$  to  $1503.2 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  in 2012 and 2013 respectively. Harvested peatlands acted as small  $\text{CH}_4$  sinks with  $-1.5$  (standard error:  $0.3$ ) and  $-0.3$  ( $0.4$ )  $\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  for 2012 and 2013,

respectively at LEB and  $-1.0$  ( $0.3$ ) and  $-1.4$  ( $0.4$ )  $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$  for SMM for summer averages (Figure 4). Restored peatlands were also net  $\text{CH}_4$  sinks of  $-1.3$  ( $0.3$ ) and  $-0.4$  ( $0.3$ )  $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$  for 2012 and 2013 respectively at LEB and  $-1.2$  ( $0.3$ ) and  $-0.1$  ( $0.4$ )  $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$  for SMM for summer averages (Table 3). For the summers of 2012 and 2013, mean natural  $\text{CH}_4$  fluxes were  $7.5$  ( $2.3$ ) and  $10.0$  ( $2.0$ ) for LEB and  $128.3$  ( $53.0$ ) and  $206.3$  ( $73.1$ )  $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$  for SMM (Table 3). In the SMM culture basin,  $\text{CH}_4$  releases from *Eriophorum* were important  $343$  ( $87$ ) and  $609$   $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$  ( $75$ ) while the *Sphagnum* cover was a small sink in 2012  $-0.78$  ( $0.5$ ) and a small source in 2013  $4.7$   $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$  ( $1.5$ ) (Table 3). The majority of  $\text{CH}_4$  fluxes tended to be greater during the summer of 2013 compared to 2012.

#### 4.4.1.1 Controls on $\text{CH}_4$ fluxes

By combining all  $\text{CH}_4$  fluxes, a positive correlation between  $\text{CH}_4$  and WT was observed at the entire peatland scale ( $p < 0.0001$ ). However, WT was not strongly correlated with fluxes at daily, monthly or seasonal scales except for HUM and PIM average fluxes registered together for each field campaigns ( $p = 0.0035$ ) and ERI ( $p = 0.01$ ) at the summer scale in LEB. Globally, the natural peatland ecological types were positively correlated with T20 and/or T40, but no strong correlation was identified with soil  $T^\circ$  for LEB restored and harvested sites. Negative flux correlations were identified with all SMM restored ecological types and T40 and also with the WT for LEB harvested site.



#### 4.4.1.2 Annual CH<sub>4</sub> budget

Table 4 shows the results from modeled CH<sub>4</sub> annual fluxes. In LEB restored peatland, there was a CH<sub>4</sub> consumption of 0.23 and 0.06 g m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> during 2012 and 2013 respectively (Table 4). Mean emissions from LEB harvested peat surface including ditches were minimal with 0.01 and 0.05 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>. Results in SMM restored section show CH<sub>4</sub> releases of 1.60 and 1.37 g m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> for 2012 and 2013. Emissions from SMM harvested peat surface combined with ditches were 0.9 and 1.2 g m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> during 2012 and 2013. The *Sphagnum* culture basin was an important annual CH<sub>4</sub> source with 27.58 and 28.20 g m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> during 2012 and 2013. Pristine states of both peatlands accounted for the vast majority of the spatially weighted budget with higher production in SMM (1.61 and 1.01 for LEB and 7.12 and 14.30 for SMM for 2012 and 2013 respectively).

#### 4.4.2 Summer CO<sub>2</sub> fluxes

Fitting of monthly rectangular hyperbolas (Figure 5) resulted in different spatial and temporal trends in the equation parameter GPmax and mean R. In LEB restored peatland, the only ecological type showing a significant summer photosynthesis was SPH, in contrast with R dominance of the BP and STM ecological types, while in SMM GPmax reached a minimum of -30.8 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (SPH) and a maximum of -65.9 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (POL). In pristine peatlands, GPmax in LEB varied from a minimum of -11 (ERI) to a maximum of -45.5 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (HUM) while in SMM it varied from -21.4 (LAW) to -60.3 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (LAL) over the two years.

H77 R means were 2.0 and 2.6 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> for bare peat surface and 1.0 and 2.6 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> for ditches in 2012 and 2013, respectively (Table 5). H11 means ranged from 6.0 to 7.3 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> for the bare peat surface and 1.8 to 3.8 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> for

the ditches. H77 R was higher in 2013 (Tukey-Kramer:  $p < 0.05$ ). In LEB restored peatland, mean R values followed this sequence within the ecological types BP < STM < SPH with annual means ranging from 3.8 to 7.8 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, while ditch R means were 7.6 and 12.3 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> for 2012 and 2013 respectively. SPH and STM ecological types registered higher R values in 2013 (Tukey-Kramer:  $p < 0.05$ ). In LEB pristine state, mean R varied as HOL < HUM < PIM < ERI ranging between 6.1 and 14.6 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. During the two years, PIM and HUM ecological types acted as net sinks while HOL was a net source and ERI switched from a source to a sink in 2013. HOL was characterized by a lower PSN rate in 2012 (Tukey-Kramer:  $p < 0.05$ ) while R in this ecological type was higher in 2013 (Tukey-Kramer:  $p < 0.05$ ).

In SMM harvested peatland, R mean values for H96 were 5.9 and 6.7 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> while for ditches means were 2.1 and 10.8 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> for 2012 and 2013, respectively. H04 mean fluxes were 5.4 and 6.1 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> and 7.2 and 23.5 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> for ditches in 2012 and 2013 respectively. R in H96 was lower during 2013 (Tukey-Kramer:  $p < 0.05$ ). In SMM restored peatland, mean R varied within ecological types as: SPH < POL < RHG, ranging from 12.3 to 13.5 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> while in 2013 it changed to POL < SPH < RHG with values between 10.4 and 13 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Mean R fluxes from ditches were 2.7 and 2.3 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> for 2012 and 2013, respectively. POL and RHG ecological types had displayed lower photosynthetic activity in 2013 and POL R was lower during 2013. In SMM natural peatland, R trend was HOL < HUM < LAW < LAL with means ranging between 8.2 and 23.5 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> for the two years.

#### 4.4.2.1 Controls on CO<sub>2</sub> fluxes

PAR is the main control on photosynthesis (Lindroth et al. 2007). Photosynthesis modeling was established according to rectangular hyperbolas showing its relation between fluxes. For each field campaign, the strength of this relationship was excellent in most ecological types ( $R^2 > 0.8$ ). In order to establish the secondary controls on NEE, relationships of PSNmax (photosynthesis at  $> 1000$  PPFD) and R with peat T° and WT depth were tested at different space (peatland state and ecological type) and time (month and summer) scales.

In LEB restored state, deeper WT was strongly correlated ( $p < 0.0001$ ) to higher CO<sub>2</sub> emissions and warmer upper soil T° enhanced R (T5 and T10  $p = 0.0003$ ). With regard to restored vegetation types, SPH PSNmax and mean R were strongly correlated with all the environmental variables: WT ( $p = 0.0004$ ;  $p = 0.0002$ ), and all T° ( $p < 0.0001$ ;  $p < 0.003$ ). BP R was linked to T20 and T40 ( $p = 0.02$ ) and a good relationship was shown between STM R and WT ( $p = 0.003$ ). According to the strong correlation between R and T° ( $p = 0.0001$ ), near surface T° leads to greater R in H77 surface during 2012-2013 while H11 was correlated with T10 and T20 ( $p = 0.02$  and  $0.01$ ). At the ecosystem scale, in LEB pristine peatland, PSNmax was strongly correlated with T20 and T40 ( $p < 0.0001$ ) during 2012 and with T5 ( $p = 0.0006$ ) during 2013. Also, there was a good relation with WT fluctuation in 2012 and 2013 ( $p = 0.0004$ ;  $p < 0.0001$ ) where highest WT resulted in lowered PSN.

In SMM restored peatland, WT has been identified to maintain a strong control on PSNmax during 2012 and 2013 ( $p = 0.04$ ;  $< 0.0001$ ) where lower PSN was correlated with deeper WT. Correlations were observed with T40 ( $p = 0.007$ ) in 2012 and all T° but more significantly with T40 ( $p = 0.0004$ ) during 2013. During both years, high WT ( $p = 0.0005$ ;  $< 0.0001$ ) led to reduced CO<sub>2</sub> emissions. R was also linked to T5 ( $p < 0.0001$ ) during 2012 and with all T° during 2013 ( $p < 0.0001$ ). At ecological type



scale, R was linked to surface  $T^{\circ}$  (T5;  $p < 0.01$ ) and SPH and RHG ecological types were linked with WT ( $p < 0.02$ ). No relationship was observed in R for H96, while H04 R was significantly linked with T20 and T40 ( $p = 0.007$ ;  $0.004$ ). In *Sphagnum* growth basin, ERI's PSNmax was correlated with WT ( $p = 0.001$ ) and T40 ( $p = 0.02$ ). At the ecosystem scale in SMM pristine section, PSNmax was correlated with WT ( $p = 0.001$ ) only in 2013, and with T40 ( $p = 0.04$ ) in 2012. R was linked to T5 ( $p = 0.006$ ;  $> 0.0001$ ) and T10 ( $p = 0.008$ ;  $0.002$ ) during both years.

#### 4.4.2.2 Annual CO<sub>2</sub> budget

During 2012 and 2013, LEB restored peatland lost  $842 (\pm 158) \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  and  $590 (\pm 191) \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  respectively (see daily details in Table 6). Harvested plots CO<sub>2</sub> budget varied according to age. H77 was a smaller source of CO<sub>2</sub> each year ( $275 (\pm 113)$  and  $274 (\pm 113) \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ) in comparison with H11 ( $982 (\pm 286)$  and  $867 (\pm 287) \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ) including emissions from ditches. In contrast, LEB pristine peatland yearly budget acted as a sink over the two years with a lower CO<sub>2</sub> uptake in 2012 ( $49 (\pm 118) \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ) than in 2013 ( $183 (\pm 114) \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ). The total CO<sub>2</sub> balance of the managed peatland section (restored and harvested states) was a source of  $497 (\pm 117)$  and  $459 (\pm 369) \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  during the two years. When considering the sink function of the natural state, LEB peatland was in total a CO<sub>2</sub> source of  $140 (\pm 87)$  and  $40 (\pm 85) \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  for 2012 and 2013 respectively.

In SMM, the restored state showed a much greater CO<sub>2</sub> emissions in 2013 ( $614 (\pm 245)$ ) than in 2012 ( $\pm 189 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ). R measured within H96 and H04 in harvested peatlands were mostly similar and hence, grouped here. The harvested state emitted  $1054 (\pm 285) \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  and  $1168 (\pm 285) \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  during 2012 and 2013 respectively and when including emissions from ditches. *Sphagnum* culture



basin acted as CO<sub>2</sub> sink with an uptake of 854 ( $\pm 193$ ) and 428 ( $\pm 154$ ) g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> during 2012 and 2013. Finally, SMM pristine peatland was a net CO<sub>2</sub> source both years with 349 ( $\pm 196$ ) and 583 ( $\pm 193$ ) g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> emitted to the atmosphere. The total CO<sub>2</sub> budget including the *Sphagnum* culture basin, the restored and harvested states was a source of 596 ( $\pm 175$ ) g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> and 907 ( $\pm 190$ ) g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> during 2012 and 2013 respectively. In terms of the total carbon balance, the whole SMM site was a source of 432 ( $\pm 177$ ) g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> and 650 ( $\pm 175$ ) g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> during 2012 and 2013, respectively.

#### 4.4.3 DOC-POC

Mean DOC-POC concentrations during snowmelt were 9.0 (0.4) and 5.0 (0.3) mg C L<sup>-1</sup> at LEB main outlet. Concentrations were higher in summer with 17.9 (1.2) and 14.7 (1.3) mg C L<sup>-1</sup> for June, 23.2 (0.4) and 7.7 (1.8) mg C L<sup>-1</sup> for July and 26.3 (0.4) and 10.8 (1.4) mg C L<sup>-1</sup> during August (Table 7). Discharge was highest during snowmelt in April (17 L s<sup>-1</sup>) and June (8 L s<sup>-1</sup>) than in July (2.8 L s<sup>-1</sup>) and August (2.9 L s<sup>-1</sup>). The ice-free period discharge mean was 14.9 L s<sup>-1</sup> and summer base flow was 4.4 L s<sup>-1</sup> with a minimum reached in late August with 0.2 L s<sup>-1</sup>. The first field sampling campaign was at the time of ice melt and the second (June) was at the end of the spring flood decrease, followed by July after an important decrease in discharge from 30 L s<sup>-1</sup> to 1 L s<sup>-1</sup> and finally in August after four rainy days when 41.1 mm had fallen with a maximum discharge of 15 L s<sup>-1</sup>. The correlation was strong between discharge and DOC concentrations ( $R^2$ : 0.66;  $p < 0.0001$ ) but less significant with discharge and POC concentrations ( $R^2$ : 0.34;  $p < 0.0001$ ). The mean chemical properties of drainage water were 4.01 for pH, 198.5  $\mu$ S cm<sup>-1</sup> for conductivity and 17°C during summer (partial data).

Total DOC-POC export modeling at hourly scale was carried out using the relationship with discharge at the outlet and DOC and POC concentrations separately. Mean spring (April 17<sup>th</sup> -June 6<sup>th</sup>) predicted DOC-POC concentrations were 16.8 (0.06) and 9.5 (0.03) mg C L<sup>-1</sup> and summer-autumn (June 7<sup>th</sup>-November 27<sup>th</sup>) means were 21.5 (0.02) and 11.9 (0.01) mg C L<sup>-1</sup>. Predicted DOC-POC export was 5.1 (0.3) and 2.9 (0.3) g C m<sup>-2</sup> during spring flood and following decrease while summer-autumn export was 3.0 (0.1) and 1.6 (0.1) g C m<sup>-2</sup> for an estimated total export of 12.6 (0.4) g C m<sup>-2</sup> for total ice-free period (225 days).

#### 4.4.4 Annual C balance and NECB

On average, LEB restored and harvested peatlands emitted 133.4 and 126.4 g C m<sup>-2</sup> in 2012 and 2013 respectively which also includes the harvested DOC-POC export measured in 2013 (Table 8). In contrast, the pristine state acted as a sink with a net uptake of 12.1 in 2012 and 49.2 g C m<sup>-2</sup> in 2013. By combining restored and harvested states, LEB managed peatland emitted 760 tons (t) C and 720 t C in 2012 and 2013, respectively (Table 8). The pattern was quite different in SMM with managed states that emitted slightly more g C m<sup>-2</sup> and the natural peatland acted as a C source through both years. Restored and harvested states emitted 163.6 and 248.5 g C m<sup>-2</sup> during 2012 and 2013, respectively. The pristine peatland was a net source both years with a mean of 89.9 and 151.8 g C m<sup>-2</sup> for 2012 and 2013, respectively. In total the SMM managed peatland added 1218.8 t C and 1851.3 t C to the atmosphere during 2012 and 2013, respectively.

#### 4.4.5 C stock in living biomass and peat deposit

Considering that most of the peat deposit will be extracted and that the remaining peat will eventually be oxidized, we estimated the total potential C pool loss based on the present-day pristine peatland C stock but only in LEB where data were available. In the pristine peatland, the average depth is 5 m and the extrapolated C content is estimated at  $163.2 \text{ kg C m}^{-2}$  (Sauvé et al. in prep.). Hence, on currently harvested and restored peatlands, the net total loss would be  $913\,808 \text{ t C}$ . Adding the surface C vegetation biomass loss ( $7444.1 \text{ t C}$  or  $1322 \text{ g m}^{-2}$ ), the total estimated loss reaches  $921\,252 \text{ t C}$  or  $163.7 \text{ kg C m}^{-2}$ . Furthermore, the C sequestration function is also completely lost by the vegetation removal. The average long-term rate of C sequestration determined using peat core LORCA (Turunen et al. 2002) was  $30.9 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  over the last 5300 years at LEB (Sauvé et al. in prep.). Considering that the extraction lasted 50 years, the lost in C sequestration would be  $1630 \text{ g m}^{-2}$  for an additional lost of  $9175 \text{ t C}$ . As a whole, the lost from C stocks and sequestration function would be  $930\,427 \text{ t C}$  or  $0.9 \text{ Mt C}$  over the 50 years harvest operations on  $5.6 \text{ km}^2$  of the LEB peatland.

### 4.5 Discussion

#### 4.5.1 $\text{CH}_4$ dynamics in natural, harvested and restored peatlands

In this study,  $\text{CH}_4$  fluxes within pristine peatlands were spatially highly variable but within the range of published studies (Bubier and Moore 1994; Moore et al. 2011; Roulet et al. 2007) except for SMM where higher values were registered during 2013 summer. Flux ranges are consistent with values from the Mer Bleue peatland where  $\text{CH}_4$  exchange varied from a maximum uptake of  $4.1 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  to a maximum



emission of  $101.4 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Roulet et al. 2007). The smallest fluxes were measured on the driest sites, including the hummocks and all harvested and restored ecological types. Harvested states acted as small sinks for atmospheric  $\text{CH}_4$  and values were similar to the means reported from Bois-des-Bel cutover peatland (Strack and Zuback 2013; Waddington and Day 2007). As Roulet and Moore (1995) and Sundh et al. (2000) ditches with high WT were important  $\text{CH}_4$  hotspots, particularly in SMM H04 where mean summer emission reached  $540 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ .  $\text{CH}_4$  fluxes in both restored peatlands differ from those measured in natural states and are in the lower range of values reported from similar ecosystems (Marinier et al. 2004; Waddington and Day 2007). Despite the beginning of vegetation recovery in LEB and the establishment of a vegetation cover in SMM, seasonal mean exchanges were dominated by a  $\text{CH}_4$  consumption linked to low WT level. Nearest to our results, Strack and Zuback (2013) have reported a summer mean of  $1.8 \text{ CH}_4 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  from a ten years post-restoration process at the Bois-des-Bel peatland, Québec.

The WT explained the difference among fluxes and ecological types as it controls the thickness of the aerobic layer and hence bacterial activity in this part of peat profile (Moore et al. 2011). However, as shown by many authors (Bellisario et al. 1999; Heikkinen et al. 2002; Shannon and White 1994), WT did not explain the wide variation of fluxes within the ecological types. In contrast, the trend observed in our study is consistent with several studies showing that  $\text{CH}_4$  fluxes are strongly correlated with peat profile  $T^\circ$  at or near summer mean WT (Bubier et al. 2005; Bubier and Moore 1994; Moore et al. 2011; Shannon and White 1994). The microtopographical gradient and vegetation composition are additional key factors influencing spatial variation in fluxes, especially for *Eriophorum* because of its aerenchymatous tissues where  $\text{CH}_4$  can bypass the oxidation zone (Moore et al. 2011; Tuittila et al. 2000; Waddington and Roulet 1996; Whiting and Chanton 1993). In the LEB natural peatland, mean  $\text{CH}_4$  releases from *Eriophorum* (ERI) were the highest during 2012 and second largest of the ecological types during 2013 summer.



In restored peatlands, low WT was the main factor on CH<sub>4</sub> emissions. Because WT in both restored peatlands was very deep, oxidation was enhanced and caused the reduction of total CH<sub>4</sub> release or uptake (Waddington and Day 2007). LEB restored state had a mean WT deeper than 30 cm with very dry conditions in the uppermost section. In SMM, mean WT was 29 cm and 36 cm during 2012 and 2013 summers and these hydrological conditions may explain the small CH<sub>4</sub> uptake instead of release. Hence, no clear relationship with WT and CH<sub>4</sub> was found among the two restored peatlands. A strong relationship with soil T° was observed at SMM such as in Marinier et al. (2004) and Komulainen et al. (1998). Previous results also show that reestablishment of vegetation is important for methanogenic bacteria with newly formed litter (Waddington and Day 2007; Whiting and Chanton 1993).

In pristine and restored states of both peatlands, the thickness of unsaturated profiles controls the total CH<sub>4</sub> emissions by enhanced oxidation (Roulet et al. 1993; Whiting and Chanton 1993). Furthermore, no significant relationship was observed between CH<sub>4</sub> and soil T° in the harvested peatlands as oxidation is controlled by the input of CH<sub>4</sub> and O<sub>2</sub> (Basiliko et al. 2004) and less driven by soil T° than production process (Moosavi and Crill 1998; Saarnio and Silvola 1999). Drainage ditches have acted as CH<sub>4</sub> emission hotspots (Sundh et al. (2000), which is likely due to constant anaerobic conditions and enhanced sediment temperature (Roulet and Moore 1995). However, their importance on the peatland scale is limited due to small surface area.

#### 4.5.1.1 CH<sub>4</sub> annual budget

The 2012 and 2013 CH<sub>4</sub> mean annual budgets of LEB pristine peatland were 1.6 and 1.0 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>, which is near the lowest published values for boreal peatlands (0.1 to 14 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> (Bubier et al. 1993; Bubier and Moore 1994; Pelletier et al. 2007;

Roulet et al. 1994). Mean values for the SMM pristine peatland are 7.2 and 14.3 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> for 2012 and 2013 respectively and are within the range from Moore and Roulet (1995). Results from SMM are higher than those from Mer Bleue peatland in Eastern Ontario where emissions ranged from 2.8 to 4.4 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> over a six years study (Roulet et al. 2007). Methane budgets from SMM restored peatland are similar to those reported by Waddington and Day (2007) who showed that restoration practices have transformed the Bois-des-Bel abandoned peatland from a small CH<sub>4</sub> sink and/or source, to a moderate source of CH<sub>4</sub> in only three years after restoration. At the same site, low CH<sub>4</sub> release was reported following 10 years of restoration and is within the range of SMM (Strack and Zuback 2013). The LEB restored state CH<sub>4</sub> budget differed from other restored sites due to a net CH<sub>4</sub> uptake activity linked to low WT level and corresponding low soil surface moisture. Annual CH<sub>4</sub> exchanges from LEB harvested sites are slightly lower than those compiled by Cleary et al. (2005), and SMM extracted peat surfaces fall in the lower range of the values shown in Sundh et al. (2000). Our spatial upscaling highlights that restored and harvested states in both peatlands offset almost entirely the release of CH<sub>4</sub>. Emissions are negligible with <2% of the spatially CH<sub>4</sub> weighted budget. In contrast, pristine states of the LEB and SMM peatlands show CH<sub>4</sub> values that encompassed >96 % of total surface footprint (Table 3).

#### 4.5.2 CO<sub>2</sub> dynamics in natural, harvested and restored peatlands

Significant variability in NEE was observed as a function of ecological types, states and years among study sites. A strong link between WT, soil T° and CO<sub>2</sub> fluxes was observed and suggests an influence on photosynthesis and R fluctuations at the microtopographical scale. LEB pristine peatland has acted as a CO<sub>2</sub> sink each year while SMM was a net source. The NEE range over two summers in LEB natural

peatland was larger than at SMM where R was nearly twice higher in comparison with LEB average. Nevertheless, if we compare PSNmax and R means (Table 5), for both years in SMM natural state, mean daily R exceeded PSNmax during summer except for HUM and HOL. In contrast, PSNmax in LEB natural peatland ecological types always exceeded R at daily scale during the two summers.

As Pelletier et al. (2011) showed deeper WT (except for LEB natural peatland) and higher  $T^\circ$  are associated with enhanced R and reduced photosynthesis activity, which can turn peatland from a sink to a source depending on seasonal meteorological conditions (Griffis et al. 2000; Joiner et al. 1999; Pelletier et al. 2011; Roulet et al. 2007; Shurpali et al. 1995). WT in natural peatlands was both low in 2012 and 2013 summers in response to drier conditions (SMM: -14, -20cm; LEB: -28, -40cm). R was more responsive to peat  $T^\circ$  than PSN and the combination of those two interacting factors created conditions for enhanced decomposition. The LEB pristine peatland was a net CO<sub>2</sub> sink and a strong link between deep WT and higher PSNmax was found at the ecological types and ecosystem scale. As vegetation does not respond equally to water stress (Strack et al. 2006), this sector appeared to be more resilient to drought in response to the long-term adjacent area drainage for peat production. In contrast, SMM peatland acted as a net CO<sub>2</sub> source by responding to WT drop and lowering its PSN activity in HUM and HOL while uptake was highest in LAW. With respect to R, the only ecological type significantly influenced by WT was HOL where near surface WT lead to lower emissions. Vegetation in LEB pristine peatland is composed of stress-adapted evergreen species with higher productivity than in SMM where waterlogged-adapted plants primary gross productivity was reduced in response to drought.

CO<sub>2</sub> emissions from SMM harvested states were greater than in LEB. In SMM, there was no significant difference among H96 and H04 CO<sub>2</sub> emissions, whereas in LEB, CO<sub>2</sub> release in harvested states varied according to age. Decomposition in H77 was



less important than in H11. Due to vegetation removal, no new labile carbon production was available to offset peat oxidation with time (Waddington et al. 2002). Croft et al. (2001) have shown that bacteria population is altered in harvested peatlands by the reduction of C and nutrient availability which creates a precarious environment for microorganisms (Glatzel et al. 2004).

Restored states of both peatlands did not sequester CO<sub>2</sub> during the two studied years. Petrone et al. (2001) and Waddington and Warner (2001) have shown similar results following the first years of post-restoration as new vegetation uptake was not sufficient to convert plots into a CO<sub>2</sub> sink. Nevertheless, our results contrast with Waddington et al. (2010), who mentioned that restoration can turn a plot from a CO<sub>2</sub> source to a sink within less than 10 years. LEB restored peatland was a net CO<sub>2</sub> source even with photosynthesis recovery in the SPH ecological type. Higher PSN<sub>max</sub> during 2013 was still offset by decomposition. Vegetation cover in LEB had insufficiently progressed since restoration in 2009. Restoration in SMM has been implemented more than 10 years ago. The results from SMM restored peatland correspond to those of Strack and Zuback (2013) who showed a net CO<sub>2</sub> source during a dry summer from a 10 yrs restored peatland. Nevertheless in SMM, vegetation cover since restoration was well established, but WT was still subject to high magnitude of fluctuations with low mean summer values. In this context, weak *Sphagnum* cover did not allow water capillarity to regulate the moisture content (Price et al. 2003). These authors suggested that the lack of water inputs is the main issue in restoration success. Moreover, *Polytrichum* dense cover was clearly desiccated due to water deficit, especially in 2013 mid-summer, leading to reduced photosynthesis. As suggested by Lucchese et al. (2010), “functionally restored” peatland requires organic matter accumulation thick enough to prevent high WT fluctuations during drought events. *Sphagnum* is essential for development and maintenance of this structural requirement through its water capillarity function and capacity to lower water pH (Chirino et al. 2006). This highlights the importance of



continuous hydrological monitoring on restored peatlands (Price et al. 2003) to promote optimal conditions for *Sphagnum* establishment and preservation and consequently C sequestration.

#### 4.5.2.1 CO<sub>2</sub> annual budget

NEE reported for LEB pristine peatland are in the range of Roulet et al. (2007) from a sink of -60 to a source of 90 g C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>, while in SMM the NEE was higher during 2013. Values reported from SMM restored peatland are consistent with Strack and Zuback (2013) and Waddington and Price (2000) and confirm that peatland can turn from sink to being a source in some years depending on hydroclimatological conditions (Lafleur et al. 2003; Roulet et al. 2007). C balance studies on actively harvested peatlands are scarce. Waddington et al. (2009) reported 295 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> as annual mean emission on a vacuum-harvested site near LEB, and this is consistent with values from the older part of LEB (H77). The CO<sub>2</sub> budgets from LEB H11 and both harvested states from SMM are within the range reported by Mälkki and Frilander (1997) and Zetterberg et al. (2004) in Scandinavia although our estimates do not include an entire life-cycle analysis (LCA).

#### 4.5.3 DOC-POC

The seasonal trend of DOC concentrations correspond to Moore (1987) and Waddington et al. (2008), with lowest values during snowmelt and highest during summer. As opposed to Waddington et al. (2008), we have reported a significant correlation between DOC-POC and discharge. Hydrology has a strong control over DOC concentrations where enhanced drainage for peat extraction impacts on DOC-

POC export by allowing a hydrological pathway, increasing discharge and reducing water retention time (Moore 2009; Waddington et al. 2008). To our knowledge, this is the first study conducted on POC in a harvested peatland.

LEB DOC concentrations were lower than Bois-des-Bel restored peatland and Mer Bleue natural peatland (Fraser et al. 2001; Waddington et al. 2008). Main LEB outlet DOC-POC export is in the lower range of natural peatland i.e. from 5 to 40 g C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>. This low C flux can be explained by the decrease in labile carbon availability due to the surface vegetation and acrotelm removal (Waddington et al. 2002) and the already decomposed material subjected to aerobic conditions. Additional factors could explain low C export despite the recent harvest activity in this sector. First, the main outlet is located downstream of the sedimentation basins built to retain organic matter. Second, the drainage outlet lies directly over deltaic sands that contain Fe and Al, which attenuate C export by adsorption (Moore and Turunen 2004; Turunen and Moore 2003).

#### 4.5.4 C balance

Very few studies in managed peatlands have taken into account the combination of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> and to our knowledge no study added to those components the DOC-POC exports related to harvested peatlands. Our results showed the impact of peat harvesting on the C budget. The C balance for each peatland state revealed that CO<sub>2</sub> flux is the main C loss pathway in peat harvesting (Figure 6). Total annual C balance values (t C) are presented in Table 8. In SMM, all three states, including pristine peatland, were net C emitters with the highest total release from harvested states and the lowest from restored peatland. In LEB, the conditions were different with the pristine peatland acting as a CO<sub>2</sub> sink while the recently restored peatland (2009) was

releasing more C than the harvested states, partly due to the addition of fresh peat material and straw mulch decomposition. The DOC-POC export was a less important component of the carbon balance accounting for ~10% of the harvested peatland balance. In addition, our approach for loss evaluation was presented in terms of peat C content, biomass and sequestration function.

#### 4.6 Conclusion

This study brings new insights into the C dynamics in harvested and restored boreal peatlands. Pristine peatlands are highly complex ecosystems in which the C budget is influenced by a combination of climate, hydrology and plant community. It is important to understand the natural C flux dynamics to address the impact of land-use changes in harvested areas and how to efficiently restore harvested peatlands. In this research, we have demonstrated that peat harvesting greatly impacts C dynamics by eliminating almost all CH<sub>4</sub> release from peat surface and by largely enhancing CO<sub>2</sub> emissions compared with natural peatlands. Furthermore, restored peatlands during the whole experiment have not reached the capacity of fixing more C than released through decomposition. Hydrology management and dry summer conditions were pointed out as explanatory factors and this highlights natural and restored peatlands vulnerability to climatic fluctuations. The integration of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> is essential to obtain an accurate picture of the industrial modifications impacts on peatland ecosystems. DOC-POC was only implemented for harvested peatland in LEB and did show a limited influence over the total budget. Restoration in SMM has contributed to a significant decrease in C emissions compared with harvested states, although both restored peatlands were still a net source of C to the atmosphere. However, large variability in fluxes was revealed among regions and years, highlighting the importance of long-term and continuous fluxes measurements. Our results suggest



that industrial peat extraction does have a strong impact on peatland carbon dynamics. Restoration techniques are not yet adapted to harsh ecoclimatic conditions and despite the vegetation colonization (SMM), do not allow attenuation of CO<sub>2</sub> sources. Efforts should be put forward to implement hydrological monitoring on restored peatlands in order to achieve the reestablishment of C sequestration and thereby reduce the environmental footprint of the industrial activities.

### Acknowledgments

The authors would like to thank NSERC, FRQNT and APTHQ for financial support (BMP-Innovation 167073). We also thank Professor Maria Strack for her comments and suggestions and Luc Pelletier for judicious advices. The assistance of Louis-Martin Pilote, Maude Desrosiers-Côté and Olivia Antrobus has been greatly appreciated.

## References

- Alm, J., S. Saarnio, H. Nykänen, J. Silvola et P. Martikainen. 1999. «Winter CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes on some natural and drained boreal peatlands». *Biogeochemistry*, vol. 44, no 2, p. 163-186.
- Atlas agroclimatique du Québec. 2012. *Growth season (base 5.5°C)*, datas available at <http://www.agrometeo.org/atlas/category/saiscrois/therm/false>.
- Basiliko, N., C. Blodau, C. Roehm , P. Bengtson et T.R. Moore. 2007. «Regulation of decomposition and methane dynamics across Natural, Commercially Mined, and Restored Northern Peatlands». *Ecosystems*, vol. 10, p. 1148-1165.
- Bellisario, L.M., J.L. Bubier, T.R. Moore et J.P. Chanton. 1999. «Controls on CH<sub>4</sub> emissions from a northern peatland». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 13, no 1, p. 81-91.
- Bubier, J., T.R. Moore et N.T. Roulet. 1993. «Methane Emissions from Wetlands in the Midboreal Region of Northern Ontario, Canada». *Ecology*, vol. 74, no 8, p. 2240-2254.
- Bubier, J., T.R. Moore, K. Savage et P. Crill. 2005. «A comparison of methane flux in a boreal landscape between a dry and a wet year». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 19, no 1, p. 1-11.
- Bubier, J.L., et T.R. Moore. 1994. «An ecological perspective on methane emissions from northern wetlands». *Trends in ecology & evolution*, vol. 9, no 12, p. 460-464.



- Chambers, F., D. Beilman et Z. Yu. 2011. «Methods for determining peat humification and for quantifying peat bulk density, organic matter and carbon content for palaeostudies of climate and peatland carbon dynamics». *Mires and Peat*, vol. 7, no 7, p. 1-10.
- Chirino, C., S. Campeau et L. Rochefort. 2006. «Sphagnum establishment on bare peat: the importance of climatic variability and Sphagnum species richness». *Applied Vegetation Science*, vol. 9, no 2, p. 285-294.
- Cleary, J., N.T. Roulet et T.R. Moore. 2005. «Greenhouse gas emissions from Canadian peat extraction, 1990-2000: A life-cycle analysis». *AMBIO: Journal of the Human Environment*, vol. 34, no 6, p. 456-461.
- Cliche-Trudeau, N., M. Garneau et L. Pelletier. 2013. «Methane fluxes from a patterned fen of the northeastern part of the La Grande river watershed, James Bay, Canada». *Biogeochemistry*, vol. 113, no. 1-3, p. 409-422.
- Croft M., L. Rochefort et C.J. Beauchamp. 2001. «Vacuum-extraction of peatlands disturbs bacterial population and microbial biomass carbon». *Applied Soil Ecology*, vol 18, no 1, p. 1-12.
- Dionne, J.-C. 1972. «La dénomination des mers du postglaciaire au Québec». *Cahiers de géographie du Québec*, vol. 16, p. 483-487.
- Dise, N.B. 1992. «Winter fluxes of methane from Minnesota peatlands». *Biogeochemistry*, vol. 17, no 2, p. 71-83.

- Environnement Canada. 2013a. *Rapport d'inventaire national 1990-2011. Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada. Sommaire*. Ministère de l'environnement, Publ. par : Division des gaz à effet de serre, ISSN: 1910-7064.
- Environnement Canada. 2013b. *1981 to 2010 Climate Normals for Canada*, data available at [http://climate.weatheroffice.gc.ca/Welcome\\_e.html](http://climate.weatheroffice.gc.ca/Welcome_e.html).
- Fraser, C.J.D., N.T. Roulet et T.R. Moore. 2001. «Hydrology and dissolved organic carbon biogeochemistry in an ombrotrophic bog». *Hydrological Processes*, vol. 15, no 16, p. 3151-3166.
- Frolking, S. et N.T. Roulet. 2007. «Holocene radiative forcing impact of northern peatland carbon accumulation and methane emissions». *Global Change Biology*, vol. 13, no 5, p. 1079-1088.
- Garneau, M., S. van Bellen, G. Magnan, V. Beaulieu-Audy, A. Lamarre et H. Asnong. 2014. «Holocene carbon dynamics of boreal and subarctic peatlands from Québec, Canada». *The Holocene*, Special issue: Holocene peatland carbon dynamics in the circum-Arctic region, p. 1-11.
- Glatzel, S., N. Basiliko et T. Moore. 2004. «Carbon dioxide and methane production potentials of peats from natural, harvested and restored sites, eastern Quebec, Canada». *Wetlands*, vol. 24, no 2, p. 261-267.
- Gorham, E. 1991. «Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming». *Ecological Applications*, vol. 1, no 2, p. 182-195.

- Griffis, T.J., W.R. Rouse et J.M. Waddington. 2000. «Interannual variability of net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange at a subarctic fen». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 14, no 4, p. 1109-1121.
- Heikkinen, J.E., M. Maljanen, M. Aurela, K.J. Hargreaves et P.J. Martikainen. 2002. «Carbon dioxide and methane dynamics in a sub-Arctic peatland in northern Finland». *Polar Research*, vol. 21, no 1, p. 49-62.
- Joiner, D.W., P.M. Lafleur, J.H. McCaughey et P.A. Bartlett. 1999. «Interannual variability in carbon dioxide exchanges at a boreal wetland in the BOREAS northern study area». *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, vol. 104, no D22, p. 27663-27672.
- Kennedy, G.W. et J.S. Price. 2005. «A conceptual model of volume-change controls on the hydrology of cutover peats». *Journal of Hydrology*, vol. 302, no 1, p. 13-27.
- Komulainen, V.M., H. Nykänen, P.J. Martikainen et J. Laine. 1998. «Short-term effect of restoration on vegetation change and methane emissions from peatlands drained for forestry in southern Finland». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 28, no 3, p. 402-411.
- Lafleur, P.M., T.R. Moore, N.T. Roulet et S. Frolking. 2005. «Ecosystem respiration in a cool temperate bog depends on peat temperature but not water table». *Ecosystems*, vol. 8, no 6, p. 619-629.
- Lafleur, P.M., N.T. Roulet, J.L. Bubier, S. Frolking et T.R. Moore. 2003. «Interannual variability in the peatland-atmosphere carbon dioxide exchange at an ombrotrophic bog». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 17, no 2, p. 1036.



- Laine, A.M., J. Bubier, T. Riutta, M.B. Nilsson, T.R. Moore, H. Vasander et E.-S. Tuittila. 2011. «Abundance and composition of plant biomass as potential controls for mire net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange». *Botany*, vol. 90, no 1, p. 63-74.
- Limpens, J., F. Berendse, C. Blodau, J.G. Canadell, C. Freeman, J. Holden, N.T. Roulet, H. Rydin et G. Schaepman-Strub. 2008. «Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications—a synthesis». *Biogeosciences Discussions*, vol. 5, p. 1379-1419.
- Lindroth, A., M. Lund, M. Nilsson, M. Aurela, T.R. Christensen, T. Laurila, J. Rinne, T. Riutta, J. Sagerfors et L. Ström. 2007. «Environmental controls on the CO<sub>2</sub> exchange in north European mires». *Tellus B*, vol. 59, no 5, p. 812-825.
- Lloyd, J. et J.A. Taylor. 1994. «On the temperature dependence of soil respiration». *Functional ecology*, vol. 8, p. 315-323.
- Lucchese M., J. Waddington, M. Poulin, R. Pouliot, L. Rochefort et M. Strack. 2010. «Organic matter accumulation in a restored peatland: evaluating restoration success». *Ecological Engineering*, vol. 36, no 4, p. 482-488.
- Magnan, G., M. Garneau et S. Payette. 2014. «Holocene development of maritime ombrotrophic peatlands of the St. Lawrence North Shore in eastern Canada». *Quaternary Research*, vol. 82, p. 96-106.
- Mälkki, H. et P. Frilander. 1997. *Life cycle assessment of peat utilisation in Finland*, Finland.
- Marinier, M., S. Glatzel et T.R. Moore. 2004. «The role of cotton-grass (*Eriophorum vaginatum*) in the exchange of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> at two restored peatlands, eastern Canada». *Ecoscience*, vol. 11, no 2, p. 141-149.

Melloh, R.A. et P.M. Crill. 1996. «Winter methane dynamics in a temperate peatland». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 10, no 2, p. 247-254.

Mikaloff Fletcher, S.E., P.P. Tans, L.M. Bruhwiler, J.B. Miller et M. Heimann. 2004. «CH<sub>4</sub> sources estimated from atmospheric observations of CH<sub>4</sub> and its 13C/12C isotopic ratios: 1. Inverse modeling of source processes». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 18, no 4, p. GB4004.

Moore, T.R. 1987. «Patterns of dissolved organic matter in subarctic peatlands». *Earth surface processes and landforms*, vol. 12, no 4, p. 387-397.

-----, 2001. « Les processus biogéochimiques liés au carbone ». Dans : S. Payette & L. Rochefort (Dir.) *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Saint-Nicolas, Les Presses de l'Université Laval. 181-197.

-----, 2009. «Dissolved organic carbon production and transport in Canadian peatlands». *Geophysical Monograph Series*, vol. 184, p. 229-236.

Moore, T.R. et N.T. Roulet. 1995. «Methane emissions from Canadian peatlands». *Soils and Global Change*, p. 153-164

Moore, T.R., J.L. Bubier, S.E. Froking, P.M. Lafleur et N.T. Roulet. 2002. «Plant biomass and production and CO<sub>2</sub> exchange in an ombrotrophic bog». *Journal of Ecology*, vol. 90, no 1, p. 25-36.

Moore, T.R., A. De Young, J.L. Bubier, E.R. Humphreys, P.M. Lafleur et N.T. Roulet. 2011. «A multi-year record of methane flux at the Mer Bleue Bog, Southern Canada». *Ecosystems*, vol. 14, no 4, p. 646-657.

- Moore, T.R. et J. Turunen. 2004. «Carbon accumulation and storage in mineral subsoil beneath peat». *Soil Science Society of America Journal*, vol 68, no 2, p. 690-696.
- Moosavi, S.C. et P.M. Crill. 1998. «CH<sub>4</sub> oxidation by tundra wetlands as measured by a selective inhibitor technique». *Journal of Geophysical Research*, vol. 103, no D22, p. 29093-29106.
- Payette, S. et L. Rochefort. 2001. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Ste-Foy, 621p.
- Pellerin, S. et Poulin M.. 2013. «Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable». *Rapport final. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec*.
- Pelletier, L., M. Garneau et T.R. Moore. 2011. «Variation in CO<sub>2</sub> exchange over three summers at ecological type scale in a boreal bog, Eastmain region, Québec, Canada». *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences (2005–2012)*, vol. 116, no G3, p. G03019.
- Pelletier, L., T.R. Moore, N.T. Roulet, M. Garneau et V. Beaulieu-Audy. 2007. «Methane fluxes from three peatlands in the La Grande Riviere watershed, James Bay lowlands, Canada». *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, vol. 112, no G1, p. G01018.
- Pelletier, L., I.B. Strachan, M. Garneau et N.T. Roulet. 2014. «Carbon release from boreal peatland open water pools: Implication for the contemporary C exchange». *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, vol. 119, no 3, p. 207-222.



- Petrone, R., J.M. Waddington et J.S. Price. 2001. «Ecosystem scale evapotranspiration and net CO<sub>2</sub> exchange from a restored peatland». *Hydrological Processes*, vol. 15, p. 2839-2845.
- Price, J.S. 1996. «Hydrology and microclimate of a partly restored cutover bog, Quebec». *Hydrological Processes*, vol. 10, p. 1263-1272.
- Price, J.S., L. Rochefort et F. Quinty. 1998. «Energy and moisture considerations on cutover peatlands: surface microtopography, mulch cover and *Sphagnum* regeneration». *Ecological Engineering*, vol. 10, no 4, p. 293-312.
- Price, J.S., A.L. Heathwaite et A.J. Baird. 2003. «Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: an overview of management approaches». *Wetlands Ecology and Management*, vol. 11, no 1-2, p. 65-83.
- Quinty, F. et L. Rochefort. 2003. *Peatland restoration guide*. Québec, Québec. Canadian Sphagnum Peat Moss Association Canadian and New Brunswick Department of Natural Resources and Energy, 106 p.
- Rochefort, L. 2001. «Restauration écologique». In S. Payette & L. Rochefort (Dir.) *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Ste-Foy, p. 449-504.
- Roulet, N.T. et T.R. Moore. 1995. «The effect of forestry drainage practices on the emission of methane from northern peatlands». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 25, no 3, p. 491-499.
- Roulet, N.T., R. Ash, W. Quinton, T.R. Moore. 1993. «Methane flux from drained northern peatlands: effect of a persistent water table lowering on flux». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 7, no 4, p. 749-769.



- Roulet, N.T., A. Jano, C. Kelly, L. Klinger, T. Moore, R. Protz, J. Ritter et W. Rouse. 1994. «Role of the Hudson Bay lowland as a source of atmospheric methane». *Journal of Geophysical Research*, vol. 99, no D1, p. 1439-1454.
- Roulet, N.T., P.M. Lafleur, P.J.H. Richard, T.R. Moore, E.R. Humphreys et J. Bubier. 2007. «Contemporary carbon balance and late Holocene carbon accumulation in a northern peatland». *Global Change Biology*, vol. 13, no 2, p. 397-411.
- Saarnio, S. et J. Silvola. 1999. «Effects of increased CO<sub>2</sub> and N on CH<sub>4</sub> efflux from a boreal mire: a growth chamber experiment». *Oecologia*, vol. 119, no 3, p. 349-356.
- Sauvé, A., M. Garneau et M. Lavoie. En prép. «Holocene Reconstruction of Vegetation and Air Temperature from Baie-Comeau, Havre-Saint-Pierre and Anticosti Island Areas, Québec, Canada».
- Shannon, R.D. et J.R. White. 1994. «A three-year study of controls on methane emissions from two Michigan peatlands». *Biogeochemistry*, vol. 27, no 1, p. 35-60.
- Shurpali, N.J., S.B. Verma, J. Kim et T.J. Arkebauer. 1995. «Carbon dioxide exchange in a peatland ecosystem». *Journal of Geophysical Research: Atmosphere*, vol. 100, no 7, p. 14319-14326.
- St-Hilaire, A., S.C. Courtenay, C. Diaz-Delgado, B. Pavey, T.B.M.J. Ouarda, A. Boghen et B. Bobée. 2006. «Suspended sediment concentrations downstream of a harvested peat bog: analysis and preliminary modelling of exceedances using logistic regression». *Canadian Water Resources Journal*, vol. 31, no 3, p. 139-156.

- Strack, M. et M. Waddington. 2007. «Response of peatland carbon dioxide and methane fluxes to a water table drawdown experiment». *Global biochemical cycles*, vol. 21, no 1, p. 1-13.
- Strack, M. et Y.C.A. Zuback. 2013. «Annual carbon balance of a peatland 10 yrs following restoration». *Biogeosciences*, vol. 10, no 5, p. 2885-2896.
- Sundh, I., M. Nilsson, C. Mikkilä, G. Granberg et B.H. Svensson. 2000. «Fluxes of methane and carbon dioxide on peat-mining areas in Sweden». *Ambio: A Journal of the Human Environment*, vol. 29, no 8, p. 499-503.
- Tarnocai C., I.M. Kettles et B. Lacelle. 2005. *Peatlands of Canada*. Agriculture and Agri-Food Canada, Research Branch, Ottawa.
- Tuittila, E.S., V.M. Komulainen, H. Vasander, H. Nykänen, P.J. Martikainen et J. Laine. 2000. «Methane dynamics of a restored cut-away peatland». *Global Change Biology*, vol. 6, no 5, p. 569-581.
- Turunen, J. et T.R. Moore. 2003. «Controls on carbon accumulation and storage in the mineral subsoil beneath peat in Lakkasuo mire, central Finland». *European journal of soil science*, vol. 54, no 2, p. 279-286.
- Turunen, J., E. Tomppo, K. Tolonen et A. Reinikainen. 2002. «Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland—application to boreal and subarctic regions». *The Holocene*, vol. 12, no 1, p. 69-80.
- Waddington, J.M. et S.M. Day. 2007. «Methane emissions from a peatland following restoration». *Journal of Geophysical Research*, vol. 112, no G3, p. 1-11.

- Waddington, J.M., J. Plach, J.P. Cagampan, M. Lucchese et M. Strack. 2009. «Reducing the carbon footprint of Canadian peat extraction and restoration». *Ambio: A Journal of the Human Environment*, vol. 38, no 4, p. 194-200.
- Waddington, J.M., et J.S. Price. 2000. «Effect of peatland drainage, harvesting, and restoration on atmospheric water and carbon exchange». *Physical Geography*, vol. 21, no 5, p. 433-451.
- Waddington, J.M. et N.T. Roulet. 1996. «Atmosphere wetland carbon exchanges: Scale dependency of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> exchange on the developmental topography of a peatland». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 10, no 2, p. 233-245.
- Waddington, J.M., M. Strack et M.J. Greenwood. 2010. «Toward restoring the net carbon sink function of degraded peatlands: Short-term response in CO<sub>2</sub> exchange to ecosystem-scale restoration». *Journal of Geophysical Research*, vol. 115, no G1, p. 1-13.
- Waddington, J.M., K. Tóth et R.A. Bourbonniere. 2008. «Dissolved organic carbon export from a cutover and restored peatland». *Hydrological Processes*, vol. 22, no 13, p. 2215-2224.
- Waddington, J.M. et K.D. Warner. 2001. «Atmospheric CO<sub>2</sub> sequestration in restored mined peatlands». *Ecoscience*, vol. 8, p. 359-368.
- Waddington, J.M., K.D. Warner et G.W. Kennedy. 2002. «Cutover peatlands: A persistent source of atmospheric CO<sub>2</sub>». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 16, no 1, p. 1-7.



- Walkowiak, D.K. et J.A. Replogle. 2006. *Isco open channel flow measurement handbook*, 6th. Nebraska: Teledyne Isco inc, 520 p.
- Whiting, G.J. 1993. «Primary production control of methane emission from wetlands». *Nature*, vol. 364, p. 794 - 795.
- Yu, Z. 2011. «Holocene carbon flux histories of the world's peatlands global carbon-cycle implications». *The Holocene*, vol. 21, no 5, p. 761-774.
- Yu, Z. 2012. «Northern peatland carbon stocks and dynamics: a review». *Biogeosciences*, vol. 9, no 10, p. 4071-4085.
- Zetterberg, L., S. Uppenberg, et M., Åhman. 2004. «Climate impact from peat utilisation in Sweden». *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, vol. 9, no 1, p. 37-76.

Figure 2 : Study areas, location of Pointe-Lebel (LEB) and Sainte-Marguerite-Marie (SMM) peatlands and peatland states sampling.

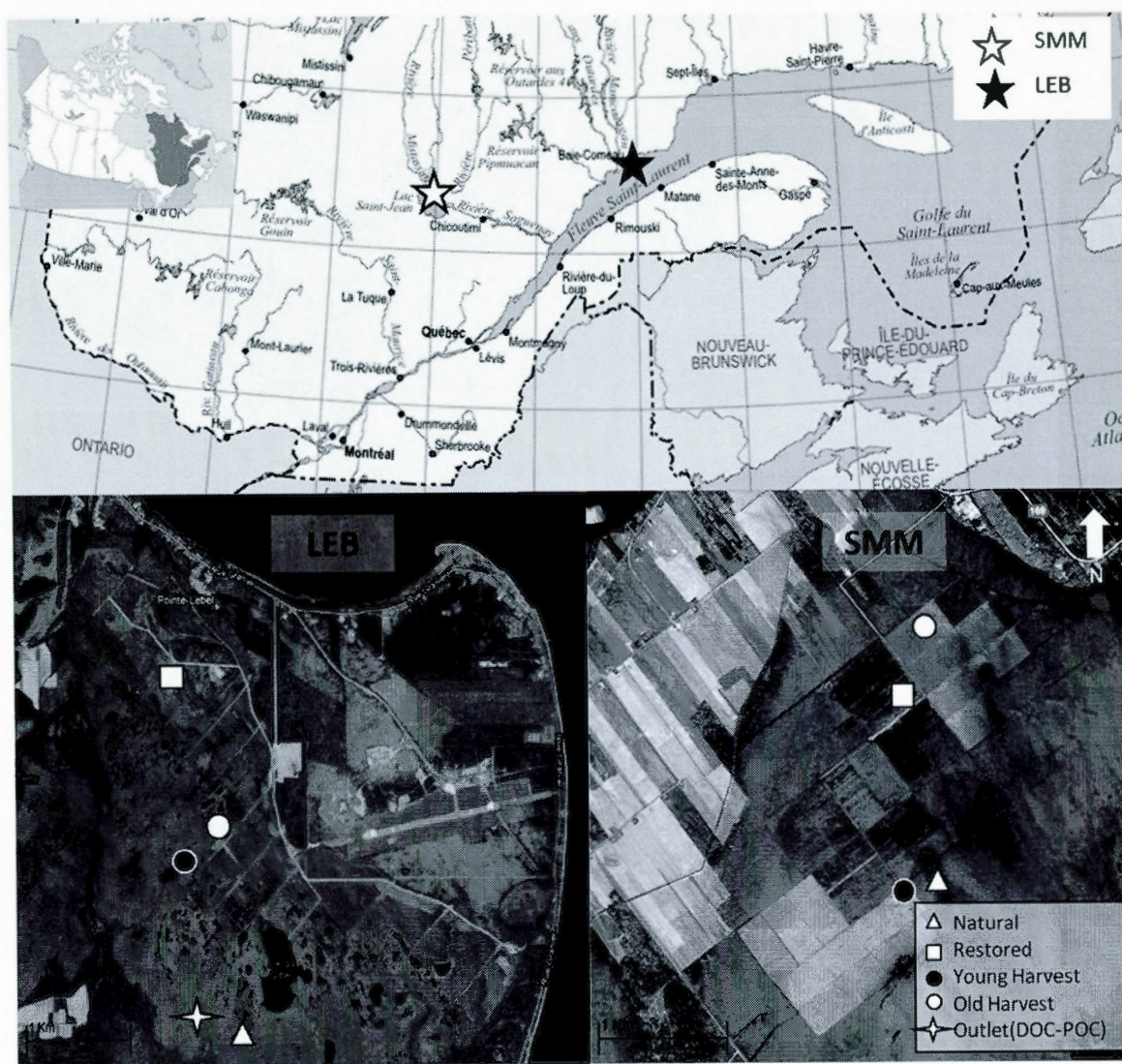


Figure 3 : Monthly average temperature (dots, °C) and precipitation (bars, mm) during summer 2012 and 2013 and the 1981-2011 normal at LEB (top panel) and SMM (bottom panel).

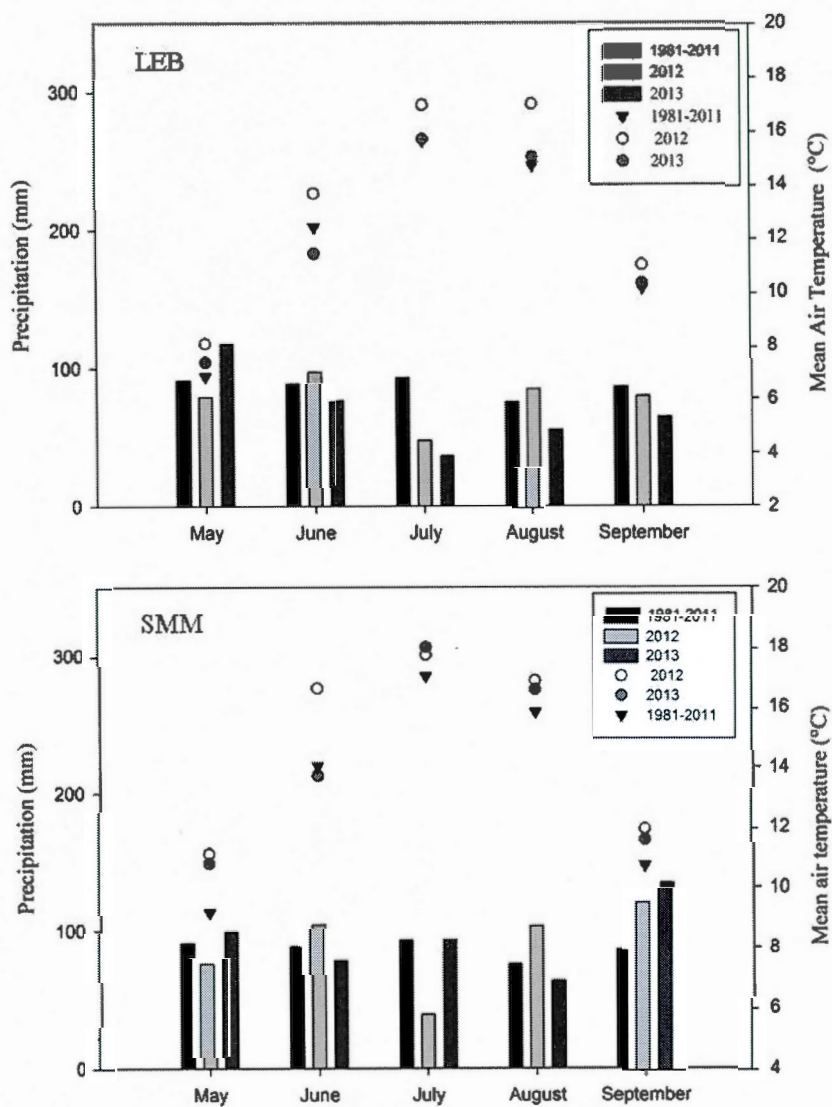




Figure 4 : 2012 -2013 summer mean  $\text{CH}_4$  fluxes ( $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) from natural, restored and harvested states.

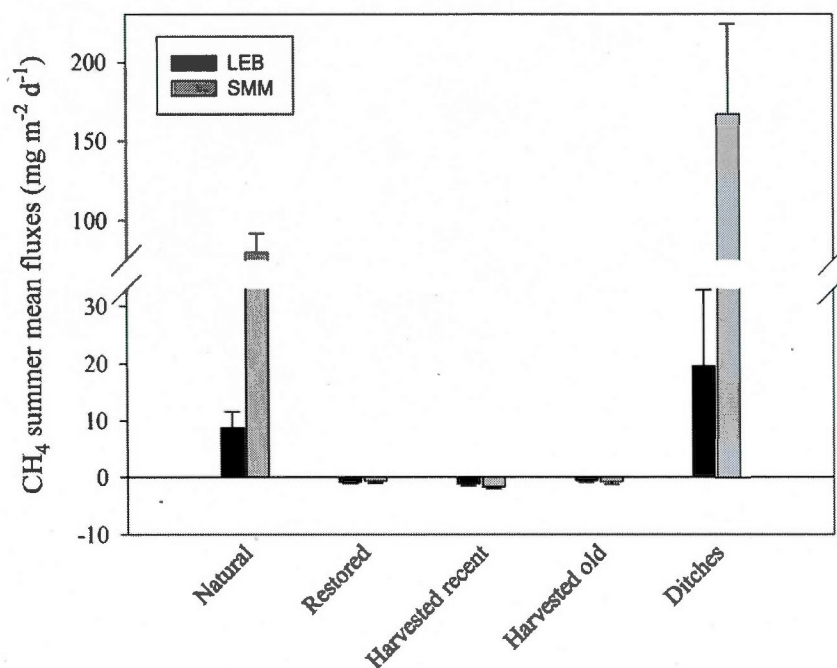


Table 1 :  $\text{CH}_4$  annual modeling regression equations, coefficients of determination ( $r^2$ ), probability ( $p$ ) value between 2012-2013 fluxes ( $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) and peat temperatures and water table depth for each ecological type.

States	Ecological types	Regression equations	n	Scale	$r^2$	$p$
LEB Natural	Hummock and <i>Picea mariana</i>	$\text{CH}_4 = -2.72 - 0.07\text{WT}$	72	Month	0.6	0.004
LEB Natural	<i>Eriophorum</i>	$\text{CH}_4 = -24.12 + 4.97\text{T}40$	34	Month	0.7	0.04
LEB Natural	Hollow	$\text{CH}_4 = -22.16 + 3.51\text{T}20$	36	Day	0.3	0.0005
SMM Restored	<i>Sphagnum</i> , <i>Polytrichum</i> and <i>Rhododendron groenlandicum</i>	$\text{CH}_4 = 7.56 - 0.99\text{T}5 + 3.25\text{T}10 - 2.81\text{T}20$	97	Day	1.0	< 0.02
SMM Natural	Hummock	$\text{CH}_4 = 5.07 + 1.10\text{T}5 - 1.47\text{T}10$	33	Day	0.2	< 0.07
SMM Natural	Hollow	$\text{CH}_4 = -47.53 + 13.43\text{T}40$	30	Month	0.7	0.05

Note. A monthly mean was used for the ecological types not shown in the table where no model could be built.

Table 2: Respiration annual modeling regression parameters, coefficients of determination ( $r^2$ ), probability ( $p$ ),  $Q_{10}$  and  $R_{10}$  values ( $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) for each ecological type during 2012-2013.

States	Ecological types	ID	Parameter	$r^2$	$p$	$Q_{10}$	$R_{10}$
LEB Natural	Hummock	HUM	T5	0.23	0.0004	0.39	1.37
	<i>Eriophorum</i>	ERI	T5	0.20	0.0009	0.46	2.15
	Hollow	HOL	T5	0.23	0.0006	0.40	1.15
	<i>Picea mariana</i>	PIM	T5	0.14	0.009	0.48	1.21
LEB Restored	<i>Sphagnum</i>	SPH	T10	0.09	0.01	0.41	1.52
	Bare peat	BP	T40	0.08	0.02	0.41	0.92
	Straw mulch	STM	T10	0.09	0.01	0.41	1.05
LEB Harvested	1977	H77	T5	0.16	0.0008	0.71	0.26
	2011	H11	T5	0.12	0.006	0.58	1.06
SMM Natural	Hummock	HUM	T5	0.23	0.0002	0.43	1.89
	Lawn	LAW	T5	0.16	0.003	0.40	2.53
	Hollow	HOL	T5	0.32	<0.0001	0.30	0.41
	<i>Larix Laricina</i>	LAL	T5	0.20	0.001	0.45	3.80
SMM Restored	<i>Sphagnum</i>	SPH	T5	0.32	<0.0001	0.45	1.89
	<i>Rhododendron groenlandicum</i>	RHG	T5	0.23	0.0004	0.44	2.04
	<i>Polytrichum</i>	POL	T5	0.11	0.008	0.35	2.32
SMM Harvested	1996	H96	T40	0.25	<0.0001	0.64	1.24
	2004	H04	T40	0.16	<0.001	0.38	1.39
Sphagnum Basin	<i>Sphagnum</i>	SPH	T5	0.36	0.0002	0.17	0.33
	<i>Eriophorum</i>	ERI	T5	0.36	0.01	0.87	2.63

Table 3 : Mean CH<sub>4</sub> fluxes (mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) from natural, restored and harvested ecological types in 2012 and 2013 with standard error and mean summer water table depth (WTD, cm).

Site	States	Ecological types	2012			2013		
			Mean	SE	WTD	Mean	SE	WTD
LEB	Natural	Hummock	-0.7	0.3	-27	0.3	0.3	-39
		<i>Eriophorum</i>	16.9	7.8		17.0	5.5	
		Hollow	14.7	3.7		23.3	3.9	-20
		<i>Picea Mariana</i>	-0.9	0.3		-0.03	0.4	
	Restored	<i>Sphagnum</i>	-1.3	0.2	-31*	-0.1	0.1	-32*
		Bare peat	-1.4	0.2	-31*	0.2	0.5	-32*
		Straw mulch	-1.1	0.2	-31*	-1.4	0.3	-32*
		Ditch	-0.8	1.7	-31*	2.2	1.7	-32*
	Harvested	Harvested 2011	-1.6	0.3	-57*	-0.7	0.4	-79*
		Ditch	76.7	55.1	29*	30.2	12.6	16*
		Harvested 1977	-1.3	0.3	-78*	0.2	0.5	-102*
		Ditch	8.3	7.7	6*	0.8	0.8	10*
SMM	Natural	Hummock	0.1	0.4		2.1	0.7	-33
		Lawn	39.6	7.0	-14	49.6	9.9	-20
		Hollow	115.2	12.3		149.6	16.1	-6
		<i>Larix laricina</i>	113.3	26.6		167.8	24.2	-20
	Restored	<i>Sphagnum</i>	-1.6	0.3	-29	-0.4	0.4	-36
		<i>R. groenlandicum</i>	-1.3	0.4	-29	-0.03	0.4	-36
		<i>Polytrichum</i>	-0.9	0.3	-29	0.1	0.5	-36
		Ditch	31.5	10.8	39*	53.6	26.5	27*
	Harvested	Harvested 2004	-1.6	0.2	-50*	-1.74	0.4	-55
		Ditch	371.1	151.2	23*	540.8	147.9	35*
		Harvested 1996	-0.3	0.4	-48*	-1.3	0.4	-64
		Ditch	2.1	1.1	<0	3.0	2.2	-13*
	Basin	<i>Eriophorum</i>	343.4	87.3	-37*	609.0	75.7	-26
		<i>Sphagnum</i>	-0.78	0.5	-37*	4.7	1.5	-26

\* data during sampling campaigns



Table 4: Modeled spatially weighted mean annual  $\text{CH}_4$  fluxes ( $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ), mean daily  $\text{CH}_4$  fluxes (in  $\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) and standard errors (SE) from natural, harvested and restored peatlands during 2012 and 2013.

LEB States	2012			2013		
	$\text{g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	SE	$\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$	$\text{g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	SE	$\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
Natural	1.61	1.50E-07	4.42	1.01	0.08	2.77
Restored	-0.23	-3.39E-06	-0.63	-0.06	-9.24E-07	-0.17
Harvested	0.01	0.19	0.02	0.05	0.13	0.13
LEB site	1.06	0.08	2.90	0.68	0.07	1.85

SMM States	2012			2013		
	$\text{g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	SE	$\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$	$\text{g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	SE	$\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
Natural	7.12	0.64	19.51	14.30	2.34	39.19
Restored	1.60	0.12	4.39	1.37	0.15	3.75
Harvested	0.86	2.17E-07	2.35	1.24	0.53	3.40
Basin	27.58	1.64	75.55	28.20	1.50	77.26
SMM site	6.08	0.52	16.65	11.97	0.79	32.79

Figure 5 : Relationship between net ecosystem exchange and photosynthetic photon flux density (PPFD) at natural and restored peatland in LEB and SMM for 2012-2013 summers fitted with a rectangular hyperbola equation.

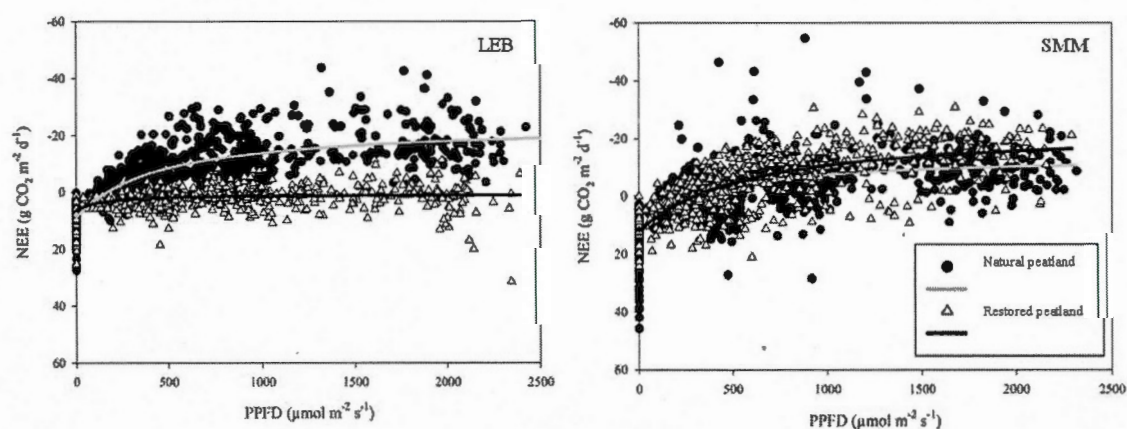


Table 5 : Mean PSNmax and respiration ( $\text{g CO}_2 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) for each ecological type during 2012 and 2013 summers.

LEB States	Ecological types	Mean PSNmax		Mean respiration	
		2012	2013	2012	2013
Natural	Hummock	-17.9	-19.7	6.7	7.8
	<i>Eriophorum</i>	-21.6	-24.7	12.2	14.6
	Hollow	-8.7	-9.8	5.1	6.1
	<i>Picea mariana</i>	-13.8	-16.4	8.1	8.2
Restored	<i>Sphagnum</i>	-1.9	-3.5	6.5	7.8
	Bare peat	0	0	3.8	4.3
	Straw mulch	0	0	4.3	5.5
	Ditch	0	0	7.6	12.3
Harvested	1977	0	0	2.0	2.6
	Ditch	0	0	1.0	2.6
	2011	0	0	7.3	6.0
	Ditch	0	0	1.8	3.8
SMM States	Ecological types	Mean PSNmax		Mean respiration	
		2012	2013	2012	2013
Natural	Hummock	-14.3	-11.5	10.8	10.4
	Lawn	-8.2	-5.7	14.0	13.2
	Hollow	-11.6	-2.6	8.2	10.1
	<i>Larix laricina</i>	-16.9	-14.1	23.5	23.1
Restored	<i>Sphagnum</i>	-17.2	-15.9	12.3	11.7
	<i>R. groenlandicum</i>	-20.0	-12.1	12.9	13.0
	<i>Polytrichum</i>	-15.7	3.4	13.5	10.4
	Ditch	0	0	2.7	2.3
Harvested	1996	0	0	5.9	6.7
	Ditch	0	0	2.1	10.8
	2004	0	0	5.4	6.1
	Ditch	0	0	7.2	23.5
Basin	<i>Sphagnum</i>	-6.4	-6.2	6.4	8.1
	<i>Eriophorum</i>	-37.4	-45.8	17.6	36.1

Table 6 : Modeled spatially weighted mean annual daily PSN, R and NEE from each ecological type ( $\text{g CO}_2 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) from natural, restored and harvested peatlands during 2012 and 2013.

LEB States	Ecological types	2012 Annual			2013 Annual		
		PSN	R	NEE	PSN	R	NEE
Natural	Hummock	-4.1	3.6	-0.6	-4.4	3.2	-1.1
	Hollow	-2.4	3.0	0.6	-2.0	2.8	0.8
	<i>Eriophorum</i>	-4.8	5.5	0.6	-5.6	4.8	-0.8
	<i>Picea mariana</i>	-4.4	3.2	-1.3	-4.6	2.8	-1.8
	Total			-0.1			-0.5
Restored	<i>Sphagnum</i>	-1.5	3.5	1.9	-2.0	2.8	0.8
	Bare peat	0.0	2.2	2.2	0.0	1.8	1.8
	Straw mulch	0.0	2.7	2.7	0.0	2.5	2.5
	Ditches	0.0	4.4	4.4	0.0	7.2	7.2
	Total			2.3			1.8
Harvested	H77	0.0	0.8	0.8	0.0	0.7	0.7
	Ditches	0.0	0.6	0.6	0.0	1.5	1.5
	Total			0.8			0.8
	H11	0.0	2.7	2.7	0.0	2.0	2.4
	Ditches	0.0	1.1	1.1	0.0	2.2	2.2
	Total			2.7			2.4
Managed site				1.4			1.3

SMM States	Ecological types	2012 Annual			2013 Annual		
		PSN	R	NEE	PSN	R	NEE
Natural	Hummock	-4.6	5.2	0.5	-4.2	5.2	1.0
	Lawn	-4.1	6.8	2.7	-3.4	6.5	3.1
	Hollow	-3.7	1.4	-2.3	-2.5	1.3	-1.1
	<i>Larix laricina</i>	-8.4	10.1	1.7	-6.8	9.6	2.8
	Total			1.0			1.6
Restored	<i>Sphagnum</i>	-5.4	5.2	-0.2	-4.8	5.0	0.2
	<i>R. groenlandicum</i>	-6.0	5.6	-0.4	-4.3	5.4	1.1
	<i>Polytrichum</i>	-5.1	6.3	1.2	-2.4	6.1	3.3
	Ditches	0.0	1.6	1.6	0.0	1.4	1.4
	Total			0.2			1.7
Harvested	Harvested	0.0	2.8	2.8	0.0	2.9	2.9
	Ditches	0.0	4.2	4.2	0.0	13.8	13.8
	Total			2.9			3.2
Basin	<i>Sphagnum</i>	-2.0	2.8	0.8	-2.7	2.8	0.2
	<i>Eriophorum</i>	-11.1	7.4	-3.7	-13.9	7.5	-6.5
	Total			-2.3			-1.2
Managed site				1.6			2.5



Table 7: Mean discharge, mean DOC-POC concentrations ( $\text{mg C L}^{-1}$ ) and exports ( $\text{g C m}^{-2}$ ) at the main outlet of LEB peatland during 2013.

Period	Mean discharge	Mean DOC concentration (samples)	Mean POC concentration (samples)	n samples	DOC export	POC export	Total export
	$\text{L s}^{-1}$	$\text{mg L}^{-1}$	$\text{mg L}^{-1}$		$\text{g C m}^{-2}$	$\text{g C m}^{-2}$	$\text{g C m}^{-2}$
Spring	17.0	8.9	5.0	22	5.1	2.9	8.0
June-August	4.6	21.6	12.1	33	2.9	1.6	4.6
Ice-free (225 d)	14.9	16.5	9.2	55	8.0	4.6	12.6

Figure 6: CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and DOC-POC C balance from natural, restored and harvested peatlands and at LEB outlet (g C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>) in 2012 and 2013.

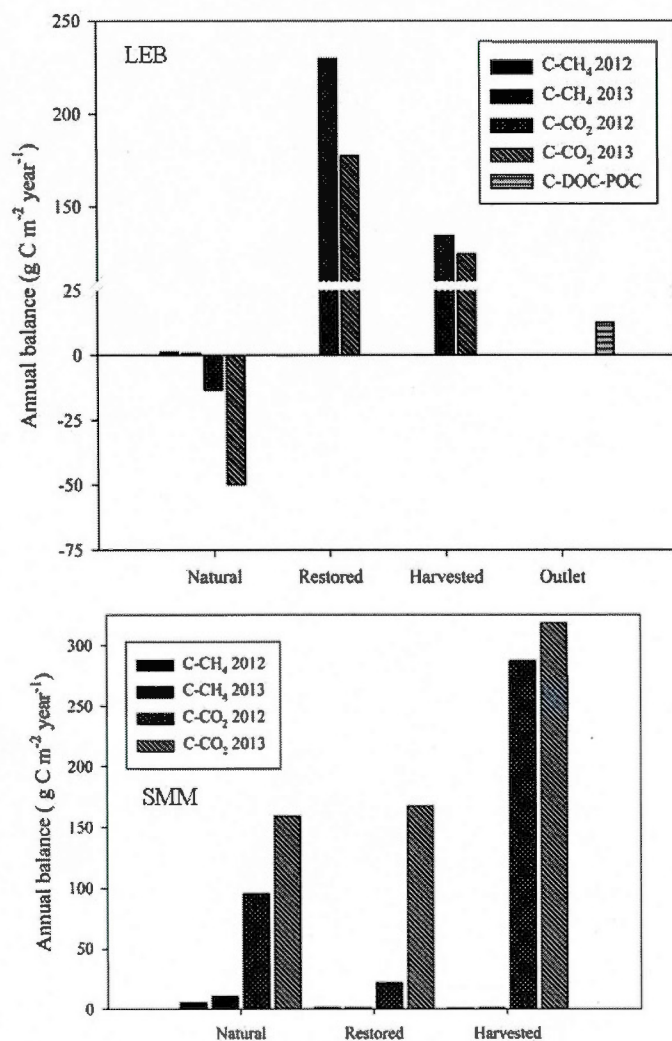


Table 8: Total annual C balance (t) and mean daily balance (g C m<sup>-2</sup>) from natural, restored and harvested and integrated managed sites in 2012 and 2013.

Status	Area km <sup>2</sup>	LEB 2012		LEB 2013		Area km <sup>2</sup>	SMM 2012		SMM 2013	
		t C	g C m <sup>-2</sup>	t C	g C m <sup>-2</sup>		t C	g C m <sup>-2</sup>	t C	g C m <sup>-2</sup>
Natural	10.8	-130.7	-12.1	-530.7	-49.2	33.7	3026.6	89.9	5109.7	151.8
Restored	0.1	15.7	236.5	12.1	182.9	3.5	80.1	22.9	589.3	168.4
Harvested	5.6	757.1	134.5	709.5	124.8	4.0	1138.7	288.3	1261.9	319.5
Managed site	5.7	772.8	135.7	721.6	126.7	7.5	1218.8	163.6	1851.3	248.5

## CONCLUSION

Cette étude apporte un éclairage nouveau sur la dynamique du C dans les tourbières en récolte et restaurées. Les flux de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> mesurés suivant le gradient micro-topographique de deux tourbières naturelles, des assemblages de végétation de sites restaurés ainsi que de la surface de tourbe dénudée des parcelles en récolte ont été analysés au cours de deux années de croissance (2012 et 2013). L'exportation de COD-COP a également été mesurée à l'exutoire principal de la tourbière de LEB lors de la période sans gel de 2013. Enfin, la perte totale du C de la biomasse et du dépôt de tourbe a été quantifiée afin d'évaluer l'impact global de l'exploitation de la tourbe horticole au Québec.

Des modèles annuels ont été construits afin de prédire les flux sur l'ensemble des deux années et à l'échelle de chacun des statuts d'exploitation (tourbières restaurées, en récolte et naturelles). À l'aide des variables environnementales mesurées en continu (nappe phréatique et températures du profil de tourbe à différentes profondeurs), il a été possible d'interpréter les relations entre les flux mesurés à partir de la méthode des chambres statiques et les conditions hydro-climatiques des sites.

Cette étude a mis en lumière le caractère complexe des écosystèmes tourbeux ainsi que la puissance de l'impact anthropique sur ceux-ci. L'hydrologie, le climat, et la végétation occupent des fonctions interdépendantes sur la dynamique du C. Il est donc primordial de bien comprendre la mécanique des échanges dans un contexte naturel afin d'être en mesure d'aborder les impacts du changement d'utilisation du sol et de témoigner des effets de la restauration.

Par ce projet de recherche, nous avons démontré que l'exploitation de la tourbe renverse le processus de séquestration du C en éliminant la biomasse vivante et en

modifiant le drainage naturel de façon intensive. En approfondissant la partie oxique, les pertes de  $\text{CO}_2$  par la respiration sont amplifiées et les émissions de  $\text{CH}_4$  considérablement réduites en comparaison avec le milieu naturel. Les deux tourbières restaurées n'ont pas été en mesure de compenser les pertes de C par la respiration. En effet, les sites restaurés de LEB et de SMM ont tous deux agi comme des sources nettes de C vers l'atmosphère au cours des deux étés de mesures. Les conditions hydrologiques et climatiques pourraient être à l'origine de ce bilan négatif par un déficit en eau estival qui a mené à de bas niveaux de nappe phréatique. Par contre, le processus de restauration à la tourbière de SMM a contribué à une baisse significative des émissions de  $\text{CO}_2$  en comparaison avec les parcelles en récolte. Contrairement à Waddington *et al.* (2010), le site restauré de SMM n'a pas atteint un retour fonctionnel de stockage de C tandis qu'à LEB, la restauration est trop récente afin d'en estimer le retour. La tourbière naturelle de SMM semble également avoir souffert du déficit des précipitations estivales puisqu'elle a agi en source au cours des deux années de l'étude alors que la tourbière naturelle de LEB a constitué un puits net de C. Ceci illustre la vulnérabilité des tourbières naturelles ou perturbées face aux fluctuations climatiques.

Une grande variabilité de flux a été observée au cours des deux années et ceci confirme l'importance de réaliser des études à long terme afin de capturer l'essentiel de la magnitude des flux en lien avec les variations du climat. Dans l'ensemble, des relations ont été identifiées entre les flux et la nappe phréatique et les températures du profil de tourbe et ceux-ci varient en fonction de la microtopographie. À l'échelle des statuts, la position de la nappe phréatique a expliqué une partie des flux de  $\text{CH}_4$  mais pas à l'échelle microtopographique. La température de la tourbe a également été corrélée aux flux de  $\text{CH}_4$  où une augmentation de la température a été reliée à une hausse des flux de  $\text{CH}_4$  dans tous les types écologiques. En général, les résultats ont montré qu'une nappe plus profonde amplifiait la respiration et réduisait l'activité photosynthétique. Également, une tendance claire s'est dessinée avec la respiration où



les hausses de température dans le profil de tourbe ont favorisé davantage de pertes de CO<sub>2</sub> et ce, pour l'ensemble des types écologiques. Le rôle de la température est un facteur toutefois nuancé selon le type écologique ou le statut de tourbière. Par exemple, la hausse de température a affecté le secteur restauré à SMM en abaissant la productivité, tandis qu'en milieu naturel, elle a stimulé les émissions CO<sub>2</sub> notamment ceux en provenance des buttes. Les conditions météorologiques des deux années de l'étude ont également influencé l'échange des flux de C autant dans les tourbières naturelles que perturbées. Effectivement, les deux saisons de croissance ont été marquées par des températures plus chaudes et des conditions plus sèches (LEB seulement) que la normale de 30 ans (1981-2011) avec quelques épisodes de stress hydriques (périodes prolongées sans pluie) en 2013. Ceci met en lumière la complexité de l'effet des facteurs hydro-climatiques sur la variabilité des flux et l'instabilité des bilans de C induite par la combinaison de ces facteurs.

Dans le but de réaliser un bilan de C complet, nous avons mesuré le COD-COP à l'exutoire de LEB. L'exportation annuelle en 2013 s'est située dans la gamme basse documentée pour les tourbières naturelles (Moore, 2009). Elle constitue donc une contribution significative (10 %) en comparaison avec les pertes de C du budget total des secteurs restaurés et en récolte de LEB. De plus, la quantification du C contenu dans la biomasse et dans le dépôt de tourbe nous a permis de constater que la récolte de tourbe prélève un stock de C important et freine entièrement la fonction de séquestration.

En résumé, quelques différences régionales ont pu être observées surtout au niveau des tourbières naturelles où celle de LEB a agi en puits et celle de SMM en source les deux années. Les sites en récolte ont montré des pertes en C similaires mais plus importantes à SMM en raison de l'âge plus récent de l'extraction sur le site. Enfin, l'état de la restauration entre les deux était trop distinct pour établir des

comparaisons. Toutefois, les secteurs restaurés des deux régions ont constitué des sources nettes de C vers l'atmosphère.

En conclusion, la démarche de modélisation des flux issus de mesure de chambres statiques comporte une certaine incertitude associée à cette méthode. Il serait optimal de comparer les statuts d'exploitation sur plusieurs années par une méthode de mesures de flux en continu afin de capter l'ensemble des variations temporelles. Dans un contexte de changements climatiques, la pression sur les écosystèmes et leurs ressources devient de plus en plus forte et la nécessité de comprendre l'impact de l'exploitation est d'autant plus nécessaire que les tourbières occupent plusieurs fonctions notamment dans la régulation du climat (Frolking et Roulet, 2007). L'impact du changement climatique sur les tourbières est encore méconnu et les scénarios proposés varient selon les régions et les études. Dans les cas où les régions boréales recevraient davantage de précipitations, le rôle de séquestration du C des tourbières pourrait être accentué et atténuer l'effet du réchauffement. Toutefois, dans les régions plus au sud qui recevront moins de précipitations ou qui seront soumises à une plus grande évapotranspiration, la réponse pourrait être différente. En définitive, les travaux futurs devraient poursuivre la recherche sur la restauration des tourbières ainsi que l'effet des changements climatiques sur les milieux naturels ainsi que modifiés par l'homme.

## RÉFÉRENCES

- Alm, J., S. Saarnio, H. Nykänen, J. Silvola et P. Martikainen. 1999. «Winter CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes on some natural and drained boreal peatlands». *Biogeochemistry*, vol. 44, no 2, p. 163-186.
- Atlas agroclimatique du Québec. 2012. *Growth season (base 5,5°C)*, datas available at <http://www.agrometeo.org/atlas/category/saiscrois/therm/false>.
- Bartlett, K.B. et R.C. Harriss. 1993. «Review and assessment of methane emissions from wetlands». *Chemosphere*, vol. 26, no 1, p. 261-320.
- Basiliko, N., C. Blodau, C. Roehm, P. Bengtson et T.R. Moore. 2007. «Regulation of decomposition and methane dynamics across Natural, Commercially Mined, and Restored Northern Peatlands». *Ecosystems*, vol. 10, p. 1148-1165.
- Bellisario, L.M., J.L. Bubier, T.R. Moore et J.P. Chanton. 1999. «Controls on CH<sub>4</sub> emissions from a northern peatland». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 13, no 1, p. 81-91.
- Blodau, C. 2002. «Carbon cycling in peatlands - A review of processes and controls». *Environmental Reviews*, vol. 10, p. 111-134.
- Blodau, C., N. Basiliko et T.R. Moore. 2004. «Carbon turnover in peatland mesocosms exposed to different water table levels». *Biogeochemistry*, vol. 67, no 3, p. 331-351.



- Bridgham, S.D., J.P. Megonigal, J.K. Keller, N.B. Bliss et C. Trettin. 2006. «The carbon balance of North American wetlands». *Wetlands*, vol. 26, no 4, p. 889-916.
- Bubier, J.L., T.R. Moore, K. Savage et P. Crill. 2005. «A comparison of methane flux in a boreal landscape between a dry and a wet year». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 19, no 1, p. 1-11.
- Bubier, J.L., G. Bhatia, T.R. Moore, N.T. Roulet et P.M. Lafleur. 2003a. «Spatial and temporal variability in growing-season net ecosystem carbon dioxide exchange at a large peatland in Ontario, Canada». *Ecosystems*, vol. 6, no 4, p. 353-367.
- Bubier, J.L. 1995. «The relationship of vegetation to methane emission and hydrochemical gradients in northern peatlands». *Journal of Ecology*, vol. 83, no 3, p. 403-420.
- Bubier, J.L., A. Costello, T.R. Moore, N.T. Roulet et K. Savage. 1993. «Microtopography and methane flux in boreal peatlands, northern Ontario, Canada». *Canadian Journal of Botany*, vol. 71, no 8, p. 1056-1063.
- Bubier, J.L., P.M. Crill, T.R. Moore, K. Savage et R.K. Varner. 1998. «Seasonal patterns and controls on net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange in a boreal peatland complex». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 12, no 4, p. 703-714.
- Bubier, J.L., P.M. Crill, A. Mosedale, S. Frolking et E. Linder. 2003b. «Peatland responses to varying interannual moisture conditions as measured by automatic CO<sub>2</sub> chambers». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 17, no 2, p. 1066.



- Bubier, J.L., et T.R. Moore. 1994. «An ecological perspective on methane emissions from northern wetlands». *Trends in ecology & evolution*, vol. 9, no 12, p. 460-464.
- Bubier, J.L., T.R. Moore, L.M. Bellisario, N.T. Comer et P.M. Crill. 1995. «Ecological controls on methane emissions from a northern peatland complex in the zone of discontinuous permafrost, Manitoba, Canada». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 9, no 4, p. 455-470.
- Cagampan, J.P. et J.M. Waddington. 2008. «Net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange of a cutover peatland rehabilitated with a transplanted acrotelm». *Ecoscience*, vol. 15, no 2, p. 258-267.
- Campeau, S. et L. Rochefort. 1996. «Sphagnum regeneration on bare peat surfaces: field and greenhouse experiments». *Journal of Applied Ecology*, p. 599-608.
- Chapin, F.S., G.M. Woodwell, J.T. Randerson, E.B. Rastetter, G.M. Lovett, D.D. Baldocchi, D.A. Clark, M.E. Harmon, D.S. Schimel et R. Valentini. 2006. «Reconciling carbon-cycle concepts, terminology, and methods». *Ecosystems*, vol. 9, no 7, p. 1041-1050.
- CIRAIG. 2005. «ACV ». [En ligne]. (<http://www.ciraig.org/fr/acv.html>). Page consultée le 3 novembre 2011.
- Cleary, J., N.T. Roulet et T.R. Moore. 2005. «Greenhouse gas emissions from Canadian peat extraction, 1990-2000: A life-cycle analysis». *AMBIO: Journal of the Human Environment*, vol. 34, no 6, p. 456-461.

Cliche-Trudeau, N., M. Garneau, L. Pelletier. 2013. «Methane fluxes from a patterned fen of the northeastern part of the La Grande river watershed, James Bay, Canada». *Biogeochemistry*, vol. 113, no. 1-3, p. 409-422.

Clymo, R.S. 1984. «The limits to peat bog growth». *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, vol. 303, no 1117, p. 605-654.

Clymo, R.S., J. Turunen et K. Tolonen. 1998. «Carbon accumulation in peatland». *Oikos*, p. 368-388.

Christensen, T.R. 2010. *Wetlands*. In: Methane and climate change. Reay, D., Smith, P. & van Amstel, A. (ed.) London, Earthscan.

Dionne, J.-C. 1972. «La dénomination des mers du postglaciaire au Québec». *Cahiers de géographie du Québec*, vol. 16, p. 483-487.

Dise, N.B. 1992. «Winter fluxes of methane from Minnesota peatlands». *Biogeochemistry*, vol. 17, no 2, p. 71-83.

Environnement Canada. 2013a. *Rapport d'inventaire national 1990-2011. Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada. Sommaire*. Ministère de l'environnement, Publ. par : Division des gaz à effet de serre, ISSN: 1910-7064.

Environnement Canada. 2013b. *1981 to 2010 Climate Normals for Canada*, data available at: [http://climate.weatheroffice.gc.ca/Welcome\\_e.html](http://climate.weatheroffice.gc.ca/Welcome_e.html).

Fraser, C.J.D., N.T. Roulet et T.R. Moore. 2001. «Hydrology and dissolved organic carbon biogeochemistry in an ombrotrophic bog». *Hydrological Processes*, vol. 15, no 16, p. 3151-3166.

Frolking, S., et N.T. Roulet. 2007. «Holocene radiative forcing impact of northern peatland carbon accumulation and methane emissions». *Global Change Biology*, vol. 13, no 5, p. 1079-1088.

Frolking, S., N.T. Roulet, T.R. Moore, P.M. Lafleur, J.L. Bubier et P.M. Crill. 2002. «Modeling seasonal to annual carbon balance of Mer Bleue Bog, Ontario, Canada». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 16, no 3, p. 4-1-4-21.

Garneau, M., S. van Bellen, G. Magnan, V. Beaulieu-Audy, A. Lamarre et H. Asnong. 2014. «Holocene carbon dynamics of boreal and subarctic peatlands from Québec, Canada». *The Holocene*, Special issue: Holocene peatland carbon dynamics in the circum-Arctic region, p. 1-11.

Gerardi, M.H. (Ed.) 2006. *Wastewater Bacteria. Water Pollution Biology*. Pennsylvania, A John Wiley & Sons, Inc.

GIEC. 2007. *Changements climatiques 2007. Les éléments scientifiques. Contribution du Groupe de travail I au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*. Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor et H.L. Miller (Éds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK et New York, USA.

GIEC. 2013. *Changements climatiques 2013. Les éléments scientifiques. Résumé à l'intention des décideurs. Résumé technique et Foire aux questions Contribution du groupe de travail I Au cinquième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*. T.F. Stocker, D. Qin, G.-k. Plattner, M.M.B. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y.



Xia, V. Bex, P. M. Midgley, (Éds.). Cambridge University Press, Cambridge and New York, USA.

Glaser, P.H., J.P. Chanton, P. Morin, D.O. Rosenberry, D.I. Siegel, O. Ruud, L.I. Chasar et A.S. Reeve. 2004. «Surface deformations as indicators of deep ebullition fluxes in a large northern peatland». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 18, no 1, p. GB1003.

Glatzel, S., N. Basiliko et T.R. Moore. 2004. «Carbon dioxide and methane production potentials of peats from natural, harvested and restored sites, eastern Quebec, Canada». *Wetlands*, vol. 24, no 2, p. 261-267.

Glatzel, S., S. Lemke et G. Gerold. 2006. «Short-term effects of an exceptionally hot and dry summer on decomposition of surface peat in a restored temperate bog». *European journal of soil biology*, vol. 42, no 4, p. 219-229.

Gorham, E. 1991. «Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming». *Ecological Applications*, vol. 1, no 2, p. 182-195.

Gorham, E., J.K. Underwood, F.B. Martini et J.G. Ogden. 1986. «Natural and anthropogenic causes of lake acidification in Nova Scotia». *Nature*, vol. 324, p. 451 - 453.

Griffis, T.J., W.R. Rouse et J.M. Waddington. 2000. «Interannual variability of net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange at a subarctic fen». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 14, no 4, p. 1109-1121.

Harriss, R.C., D.I. Sebacher et F.P. Day. 1982. «Methane flux in the great dismal swamp». *Nature*, vol. 297, p. 673 - 674.



IPCC 2014. *2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands*, Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (Eds), IPCC, Switzerland.

Joiner, D.W., P.M. Lafleur, J.H. McCaughey et P.A. Bartlett. 1999. «Interannual variability in carbon dioxide exchanges at a boreal wetland in the BOREAS northern study area». *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, vol. 104, no D22, p. 27663-27672.

Kennedy, G.W. et J.S. Price. 2005. «A conceptual model of volume-change controls on the hydrology of cutover peats». *Journal of Hydrology*, vol. 302, no 1, p. 13-27.

Komulainen, V.M., H. Nykänen, P.J. Martikainen et J. Laine. 1998. «Short-term effect of restoration on vegetation change and methane emissions from peatlands drained for forestry in southern Finland». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 28, no 3, p. 402-411.

Lafleur, P.M., T.R. Moore, N.T. Roulet et S. Frolking. 2005. «Ecosystem respiration in a cool temperate bog depends on peat temperature but not water table». *Ecosystems*, vol. 8, no 6, p. 619-629.

Lafleur, P.M., N.T. Roulet, J.L. Bubier, S. Frolking et T.R. Moore. 2003. «Interannual variability in the peatland-atmosphere carbon dioxide exchange at an ombrotrophic bog». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 17, no 2, p. 1036.

Lai, D.Y.F. 2009. «Methane dynamics in northern peatlands: a review». *Pedosphere*, vol. 19, no 4, p. 409-421.

- Laine, A.M., J. Bubier, T. Riutta, M.B. Nilsson, T.R. Moore, H. Vasander et E.-S. Tuittila. 2011. «Abundance and composition of plant biomass as potential controls for mire net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange». *Botany*, vol. 90, no 1, p. 63-74.
- Lavoie, C. et L. Rochefort. 1996. «The natural revegetation of a harvested peatland in southern Québec: a spatial and dendroecological analysis». *Ecoscience*, vol. 3, no 1, p. 101-111.
- Limpens, J., F. Berendse, C. Blodau, J. G. Canadell, C. Freeman, J. Holden, N.T. Roulet, H. Rydin et G. Schaepman-Strub. 2008. «Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications—a synthesis». *Biogeosciences Discussions*, vol. 5, p. 1379-1419.
- Lloyd, J. et J.A. Taylor. 1994. «On the temperature dependence of soil respiration». *Functional ecology*, vol. 8, p. 315-323.
- Loisel, J., Z. Yu, D.W. Beilman and co-authors. 2014. «A database and synthesis of northern peatland soil properties and Holocene carbon and nitrogen accumulation». *The Holocene*, Special issue: Holocene peatland carbon dynamics in the circum-Arctic region, p. 1-15.
- Magnan, G., M. Garneau et S. Payette. 2014. «Holocene development of maritime ombrotrophic peatlands of the St. Lawrence North Shore in eastern Canada». *Quaternary Research*, vol. 82, p. 96-106.
- Marinier, M., S. Glatzel et T.R. Moore. 2004. «The role of cotton-grass (*Eriophorum vaginatum*) in the exchange of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> at two restored peatlands, eastern Canada». *Ecoscience*, vol. 11, no 2, p. 141-149.

Melloh, R.A. et P.M. Crill. 1996. «Winter methane dynamics in a temperate peatland». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 10, no 2, p. 247-254.

Moore, T.R. 2001. «Les processus biogéochimiques liés au carbone». Dans : S. Payette & L. Rochefort (Dir.) *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Saint-Nicolas, Les Presses de l'Université Laval. 181-197.

Moore, T.R. et N. Basiliko. 2006. «Decomposition in Boreal Peatlands». *Boreal Peatland Ecosystems*, vol. 188, no Ecological Studies, p. 125-143

Moore, T.R., N.T. Roulet et J.M. Waddington. 1998a. «Uncertainty in predicting the effect of climatic change of the carbon cycling in canadian peatlands». *Clim. change*, vol. 40, p. 229-245.

Moore, T.R. 1987. «Patterns of dissolved organic matter in subarctic peatlands». *Earth surface processes and landforms*, vol. 12, no 4, p. 387-397.

-----, 2009. «Dissolved organic carbon production and transport in Canadian peatlands». *Geophysical Monograph Series*, vol. 184, p. 229-236.

Moore, T.R., J.L. Bubier, S.E. Frolking, P.M. Lafleur et N.T. Roulet. 2002. «Plant biomass and production and CO<sub>2</sub> exchange in an ombrotrophic bog». *Journal of Ecology*, vol. 90, no 1, p. 25-36.

Moore, T.R. et M. Dalva. 1993. «The influence of temperature and water table position on carbon dioxide and methane emissions from laboratory columns of peatland soils». *Journal of Soil Science*, vol. 44, no 4, p. 651-664.



- Moore, T.R., A. De Young, J.L. Bubier, E.R. Humphreys, P.M. Lafleur et N.T. Roulet. 2011. «A multi-year record of methane flux at the Mer Bleue Bog, Southern Canada». *Ecosystems*, vol. 14, no 4, p. 646-657.
- Moore, T.R., A. Heyes et N.T. Roulet. 1994. «Methane emissions from wetlands, southern Hudson Bay lowland». *Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984–2012)*, vol. 99, no D1, p. 1455-1467.
- Moore, T.R. et R. Knowles. 1989. «The influence of water table levels on methane and carbon dioxide emissions from peatland soils». *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 69, no 1, p. 33-38.
- Moore, T.R. et N.T. Roulet. 1993. «Methane flux: water table relations in northern wetlands». *Geophysical Research Letters*, vol. 20, no 7, p. 587-590.
- Moore, T.R., N.T. Roulet et J.M. Waddington. 1998b. «Uncertainty in predicting the effect of climatic change on the carbon cycling of Canadian peatlands». *Climatic Change*, vol. 40, no 2, p. 229-245.
- Moosavi, S.C. et P.M. Crill. 1998. «CH<sub>4</sub> oxidation by tundra wetlands as measured by a selective inhibitor technique». *Journal of Geophysical Research*, vol. 103, no D22, p. 29093-29106.
- MRN. 1990. *Petite flore forestière du Québec*. Ministère des ressources naturelles du Québec, Les publications du Québec, 2<sup>e</sup> édition, Québec, 249 p.
- Nilsson, M., J. Sagerfors, I. Buffam, H. Laudon, T. Eriksson, A. Grelle, L. Klemetsson, P. Weslien et A. Lindroth. 2008. «Contemporary carbon accumulation in a boreal oligotrophic minerogenic mire—A significant sink

after accounting for all C-fluxes». *Global Change Biology*, vol. 14, no 10, p. 2317-2332.

Nykänen, H., J. Alm, J. Silvola, K. Tolonen et P.J. Martikainen. 1998. «Methane fluxes on boreal peatlands of different fertility and the effect of long-term experimental lowering of the water table on flux rates». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 12, no 1, p. 53-69.

Pawson, R.R., D.R Lord, M.G. Evans et T.E.H. Allott. 2008. «Fluvial organic carbon flux from an eroding peatland catchment, southern Pennines, UK». *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 12, no 2, p. 625-634.

Payette, S. et L. Rochefort 2001. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Ste-Foy, 621p.

Payette, S. 2001a. « La stratigraphie ». Dans S. : Payette & L. Rochefort (Dir.) *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Saint-Nicolas, Les Presses de l'Université Laval. 345-359.

Payette, S. 2001b. « Les principaux types de tourbière ». Dans S. : Payette & L. Rochefort (Dir.) *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Saint-Nicolas, Les Presses de l'Université Laval. 39-61.

Payette, S. et L. Rochefort. 2001. « Introduction ». Dans : S. Payette & L. Rochefort (Dir.) *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Saint-Nicolas, Les Presses de l'Université Laval. 1-6.

Pellerin S. et M. Poulin. 2013. «Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable».

*Rapport final. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec.*

Pelletier, L., M. Garneau et T.R. Moore. 2011. «Variation in CO<sub>2</sub> exchange over three summers at ecological type scale in a boreal bog, Eastmain region, Québec, Canada». *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* (2005–2012), vol. 116, no G3, p. G03019.

Pelletier, L., T.R. Moore, N.T. Roulet, M. Garneau et V. Beaulieu-Audy. 2007. «Methane fluxes from three peatlands in the La Grande Riviere watershed, James Bay lowlands, Canada». *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, vol. 112, no G1, p. G01018.

Pelletier, L., I.B. Strachan, M. Garneau et N.T. Roulet. 2014. «Carbon release from boreal peatland open water pools: Implication for the contemporary C exchange». *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, vol. 119, no 3, p. 207-222.

Petrone, R., J.M. Waddington et J. Price. 2001. «Ecosystem scale evapotranspiration and net CO<sub>2</sub> exchange from a restored peatland». *Hydrological Processes*, vol. 15, p. 2839–2845.

-----, 2003. «Ecosystem-scale flux of CO<sub>2</sub> from a restored vacuum harvested peatland». *Wetlands Ecology and Management*, vol. 11, p. 419–432.

Prévost, M., P. Belleau et A.P. Plamondon. 1997. «Substrate conditions in a treed peatland: responses to drainage». *Ecoscience*, vol. 4, no 4, p. 543-554.

Price, J.S. 1996. «Hydrology and microclimate of a partly restored cutover bog, Quebec». *Hydrological Processes*, vol. 10, p. 1263-1272.



-----, 1997. «Soil moisture, water tension, and water table relationships in a managed cutover bog». *Journal of Hydrology*, vol. 202, no 1, p. 21-32.

Price, J.S., L. Rochefort et F. Quinty. 1998. «Energy and moisture considerations on cutover peatlands: surface microtopography, mulch cover and *Sphagnum* regeneration». *Ecological Engineering*, vol. 10, no 4, p. 293-312.

Price, J.S., A.L. Heathwaite et A.J. Baird. 2003. «Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: an overview of management approaches». *Wetlands Ecology and Management*, vol. 11, no 1-2, p. 65-83.

Price, J.S. et G.S. Whitehead. 2001. «Developing hydrologic thresholds for *Sphagnum* recolonization on an abandoned cutover bog». *Wetlands*, vol. 21, no 1, p. 32-40.

Quinty, F. et L. Rochefort. 2003. *Peatland restoration guide*. Québec, Québec.: Canadian Sphagnum Peat Moss Association Canadian and New Brunswick Department of Natural Resources and Energy, 106 p.

Rochefort, L. 2001. «Restauration écologique ». In S. Payette & L. Rochefort (Dir.) *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Ste-Foy 449-504.

Rochefort, L. et E. Lode. 2006. «Restoration of degraded boreal peatlands». In: *Boreal Peatland Ecosystems*, p. 381-423: Springer.

Rochefort, L., F. Quinty, S. Campeau, K. Johnson et T. Malterer. 2003. «North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands». *Wetlands Ecology and Management*, vol. 11, no 1-2, p. 3-20.

Roulet, N.T., P.M. Lafleur, P.J.H. Richard, T.R. Moore, E.R. Humphreys et J. Bubier. 2007. «Contemporary carbon balance and late Holocene carbon accumulation in a northern peatland». *Global Change Biology*, vol. 13, no 2, p. 397-411.

Roulet, N.T. et T.R. Moore. 1995. «The effect of forestry drainage practices on the emission of methane from northern peatlands». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 25, no 3, p. 491-499.

Saarnio, S. et J. Silvola. 1999. «Effects of increased CO<sub>2</sub> and N on CH<sub>4</sub> efflux from a boreal mire: a growth chamber experiment». *Oecologia*, vol. 119, no 3, p. 349-356.

Sauvé, A., M. Garneau et M. Lavoie. En prép. «Holocene Reconstruction of Vegetation and Air Temperature from Baie-Comeau, Havre-Saint-Pierre and Anticosti Island Areas, Québec, Canada».

Schleginger, W.H. 1997. *Biochemistry an analysis of global change*. Second edition, Academic Press, San Diego.

Schulze, E.D., J. Lloyd, F.M. Kelliher, C. Wirth, C. Rebmann, B. Lühker, M. Mund, A. Knohl, I.M. Milyukova et W. Schulze. 1999. «Productivity of forests in the Eurosiberian boreal region and their potential to act as a carbon sink—a synthesis». *Global Change Biology*, vol. 5, no 6, p. 703-722.

Segers, R. 1998. «Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes». *Biogeochemistry*, vol. 41, no 1, p. 23-51.

- Shannon, R.D. et J.R. White. 1994. «A three-year study of controls on methane emissions from two Michigan peatlands». *Biogeochemistry*, vol. 27, no 1, p. 35-60.
- Shurpali, N.J., S.B. Verma, J. Kim et T.J. Arkebauer. 1995. «Carbon dioxide exchange in a peatland ecosystem». *Journal of Geophysical Research: Atmosphere*, vol. 100, no 7, p. 14319-14326.
- St-Hilaire, A., S.C. Courtenay, C. Diaz-Delgado, B. Pavey, T.B.M.J. Ouarda, A. Boghen et B. Bobée. 2006. «Suspended sediment concentrations downstream of a harvested peat bog: analysis and preliminary modelling of exceedances using logistic regression». *Canadian Water Resources Journal*, vol. 31, no 3, p. 139-156.
- Strack, M., E. Kellner et J.M. Waddington. 2005. «Dynamics of biogenic gas bubbles in peat and their effects on peatland biogeochemistry». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 19, no 1, p. 1-9.
- Strack, M., J.M. Waddington, R.A. Bourbonnière, E.L. Buckton, K. Shaw, P. Whittington et J.S. Price. 2008. «Effect of water table drawdown on peatland dissolved organic carbon export and dynamics». *Hydrological Processes*, vol. 22, no 17, p. 3373-3385.
- Strack, M. et J.M. Waddington. 2007. «Response of peatland carbon dioxide and methane fluxes to a water table drawdown experiment». *Global biochemical cycles*, vol. 21, no 1, p. 1-13.
- Strack, M., M.F. Waller et J.M. Waddington. 2006. «Sedge succession and peatland methane dynamics: A potential feedback to climate change». *Ecosystems*, vol. 9, no 2, p. 278-287.



Strack, M. et Y.C.A. Zuback. 2013. «Annual carbon balance of a peatland 10 yrs following restoration». *Biogeosciences*, vol. 10, no 5, p. 2885-2896.

Sundh, I., M. Nilsson, C. Mikkilä, G. Granberg et B.H. Svensson. 2000. «Fluxes of methane and carbon dioxide on peat-mining areas in Sweden». *Ambio: A Journal of the Human Environment*, vol. 29, no 8, p. 499-503.

Tarnocai, C. 2006. «The effect of climate change on carbon in Canadian peatlands». *Global and planetary Change*, vol. 53, no 4, p. 222-232.

Tarnocai C., I.M. Kettles et B. Lacelle. 2005. *Peatlands of Canada*. Agriculture and Agri-Food Canada, Research Branch, Ottawa.

Thurman, E.M. 1985. *Organic geochemistry of natural waters*. Coll. «Developments in biogeochemistry», 497 p.

Tuittila, E.S., V.M. Komulainen, H. Vasander et J. Laine. 1999. «Restored cut-away peatland as a sink for atmospheric CO<sub>2</sub>». *Oecologia*, vol. 120, p. 563-574.

Tuittila, E.S., V.M. Komulainen, H. Vasander, H. Nykänen, P.J. Martikainen et J. Laine. 2000. «Methane dynamics of a restored cut-away peatland». *Global Change Biology*, vol. 6, no 5, p. 569-581.

Urban, N.R., S.E. Bayley et S.J. Eisenreich. 1989. «Export of dissolved organic carbon and acidity from peatlands». *Water Resources Research*, vol. 25, no 7, p. 1619-1628.

Waddington, J.M., et S.M. Day. 2007. «Methane emissions from a peatland following restoration». *Journal of Geophysical Research*, vol. 112, no G3, p. 1-11.

Waddington, J.M. et P. McNeil. 2002. «Peat oxidation in an abandoned cutover peatland». *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 82, no 3, p. 279-286.

Waddington, J.M., J. Plach, J.P. Cagampan, M. Lucchese et M. Strack. 2009. «Reducing the carbon footprint of Canadian peat extraction and restoration». *Ambio: A Journal of the Human Environment*, vol. 38, no 4, p. 194-200.

Waddington, J.M., et J.S. Price. 2000. «Effect of peatland drainage, harvesting, and restoration on atmospheric water and carbon exchange». *Physical Geography*, vol. 21, no 5, p. 433-451.

Waddington, J.M. et N.T. Roulet. 1996. «Atmosphere wetland carbon exchanges: Scale dependency of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> exchange on the developmental topography of a peatland». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 10, no 2, p. 233-245.

-----, 2000. «Carbon balance of a boreal patterned peatland». *Global Change Biology*, vol. 6, no 1, p. 87-97.

Waddington, J.M., M. Strack et M.J. Greenwood. 2010. «Toward restoring the net carbon sink function of degraded peatlands: Short-term response in CO<sub>2</sub> exchange to ecosystem-scale restoration». *Journal of Geophysical Research*, vol. 115, no G1, p. 1-13.

Waddington, J.M., K. Tóth et R.A. Bourbonnière. 2008. «Dissolved organic carbon export from a cutover and restored peatland». *Hydrological Processes*, vol. 22, no 13, p. 2215-2224.

Waddington, J.M., et K.D. Warner. 2001. «Atmospheric CO<sub>2</sub> sequestration in restored mined peatlands». *Ecoscience*, vol. 8, p. 359-368.

Waddington, J.M., K.D. Warner et G.W. Kennedy. 2002. «Cutover peatlands: A persistent source of atmospheric CO<sub>2</sub>». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 16, no 1, p. 1-7.

Walkowiak, D.K. et J.A. Replogle. 2006. *Isco open channel flow measurement handbook*, 6th. Nebraska: Teledyne Isco inc, 520 p.

Whalen, S.C. 2005. «Biogeochemistry of methane exchange between natural wetlands and the atmosphere». *Environmental Engineering Science*, vol. 22, no 1, p. 73-94.

Whiting, G.J. et J.P. Chanton. 1992. «Plant-dependent CH<sub>4</sub> emission in a subarctic Canadian fen». *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 6, no 3, p. 225-231.

-----, 1993. «Primary production control of methane emission from wetlands». *Nature*, vol. 364, p. 794 - 795.

-----, 2001. «Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration». *Tellus*, vol. 53, no 5, p. 521-528.

Worrall, F., J.G. Rowson, M.G. Evans, R. Pawson, S. Daniels et A. Bonn. 2011. «Carbon fluxes from eroding peatlands—the carbon benefit of revegetation following wildfire». *Earth surface processes and landforms*, vol. 36, no 11, p. 1487-1498.



Yu, Z. 2011. «Holocene carbon flux histories of the world's peatlands global carbon-cycle implications». *The Holocene*, vol. 21, no 5, p. 761-774.

Yu, Z. 2012. «Northern peatland carbon stocks and dynamics: a review». *Biogeosciences*, vol. 9, no 10, p. 4071-4085.